

RAPPORT LNR 3723-97

Resipientvurdering
av Stjørdalsfjorden i
forbindelse med utslipp
av glykolbasert
avisingsvæske

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Resipientvurdering av Stjørdalsfjorden i forbindelse med utslipp av glykolbasert avisningsvæske.	Løpenr. (for bestilling) 3723-97	Dato 10.10.97
	Prosjektnr. Undernr. O-96233	Sider Pris 43
Forfatter(e) Evy Rigmor Lømsland Einar Nygaard	Fagområde Vann- og avløpsteknologi.	Distribusjon
	Geografisk område Nord-Trøndelag	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Luftfartsverket Trøndelag, 7500 Stjørdal	Oppdragsreferanse Øystein Halvorsen
--	--

Sammendrag

Hensikten med undersøkelsen har vært å vurdere Stjørdalsfjorden som resipient for et dykket utslipp av glykolbasert avisningsvæske på ca. 30 m dyp. I beste fall vil utslippet være ute av Stjørdalsfjorden før nedbrytningen av glykol starter, mens i verste fall vil noe glykol kunne bli nedbrutt i Stjørdalsfjorden. Ved maksimal avrenning av glykol vil oksygenforbruket i et begrenset vannsjikt i en kort periode i verste fall kunne være 13-20 % av tilgjengelig oksygenmengde i den vannmassen det kommer i kontakt med, dvs. 1-1,6 mg O₂/l. En oksygenreduksjon til 6,4 mg O₂/l vil, ut fra SFT sine vannkvalitetskriterier, medføre at vannmassene går fra tilstandsklasse I (meget god) til tilstandsklasse II (god). Oksygenforbruket ved et middelutslipp av glykol vil imidlertid være under 1 % og knapt være målbart. Et overflateutslipp til elva vil i sin helhet brytes ned i overflatelaget i Strindfjorden etter betydelig fortykning. Ut fra beregnede konsentrasjoner etter primærfortynningen vil utslippet av avisningsvæske etter dagens kunnskap, ikke ha noen toksisk effekt av betydning hverken ved utslipp til sjø eller elv.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Stjørdalsfjorden 2. Glykol 3. Oksygen 4. Toksisk effekt 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Stjørdalsfjorden 2. Glycol 3. Oxygen 4. Toxic effect
--	---

Evy Rigmor Lømsland

Evy Rigmor Lømsland
Prosjektleder

ISBN 82-577-3291-5

Bjørn Braaten

Bjørn Braaten
Forskningsjef

**Resipientvurdering av Stjørdalsfjorden i forbindelse
med utslipp av glykolbasert avisningsvæske.**

Forord

Rapporten er utarbeidet av NIVA på oppdrag fra Luftfartsverket Trøndelag og er en vurdering av Stjørdalsfjorden som resipient for et dykket utslipp av glykolbasert avisningsvæske.

Øystein Halvorsen har vært kontaktperson hos Luftfartsverket.

Hos NIVA har følgende personer vært involvert: *Einar Nygaard* har utført feltarbeidet og er faglig ansvarlig for rapportering av hydrografi, strømmålinger og modellberegninger. *Evy R. Lømsland* har vært prosjektleder og er faglig ansvarlig for de resterende delene av rapporten.

Bergen, 10.10.97

Evy R. Lømsland

Innhold

Sammendrag	6
1. Bakgrunn	7
2. Undersøkelsens formål	8
3. Beskrivelse av avisningsvæsken	10
4. Fortynning av avisningsvæsken i avløpsledningen.	11
5. Hydrografi - oksygen -TOC i fjorden	12
5.1 Instrument og metoder	12
5.2 Vannføring i Stjørdalselva	12
5.3 Måleprogram	13
5.4 Resultater fra hydrografimålingene	13
5.5 Resultater fra oksygenmålingene	16
5.6 Oksygenforbruk i fjorden.	18
5.7 Totalt organisk karbon	19
6. Strømforholdene ved utslippstedet	20
6.1 Instrumenter	20
6.2 Strømrigg	21
6.3 Måleposisjon	21
6.4 Måledyp	22
6.5 Måleperiode	22
6.6 Generelt om sirkulasjon i fjorder	22
6.7 Resultater fra strømmålingene	23
7. Modellberegninger av utslipp til sjø	31
7.1 Metodikk	31
7.2 Data	32
7.3 Resultater	32
8. Modellberegninger av utslipp til elv	34
8.1 Modellen	34
8.2 Input	34
8.3 Resultat	34

9. Oksygenbehov ved nedbrytning	37
10. Toksisitet	39
11. Resipientvurdering	40
12. Konklusjon	42
13. Referanser	43

Sammendrag

Bakgrunn for undersøkelsen er et pålegg om endret utslippssted for avisningsvæske i forbindelse med at det ved Væres lufthavn er under etablering en ny avisningsplattform som skal samle opp avisningsvæske når fly avises. Luftfartsverket er pålagt av Fylkesmannen i Nord-Trøndelag å føre avisningsvæsken i rør til Stjørdalsfjorden. Avløpet for avisningsvæske skal kobles til kloakkledningen til Stjørdal kommune og føres sammen med kloakk til utslippspunktet på ca. 30 m dyp i Stjørdalsfjorden. Avisningsvæsken er glykolbasert og nedbrytes over tid under et betydelig oksygenforbruk.

Undersøkelsens formål har vært å framskaffe data på strømforhold, hydrografi og organisk belastning i Stjørdalsfjorden, vurdere Stjørdalsfjorden som framtidig resipient for et eventuelt dykket glykolutslipp, og gi en vurdering av fordeler/ulempes med et dykket utslipp til Stjørdalsfjorden sett i forhold til et utslipp til Stjørdalselva.

Undersøkelsen viser, med utgangspunkt i tre ulike hydrografiske situasjoner i Stjørdalsfjorden, at et utslipp på 30 meters dyp i Stjørdalsfjorden vil innlagres mellom 10-15 meters dyp. Utslipet vil i hovedsak transporteres mot nordøst og mest sannsynlig komme inn i de utgående (vestlig strømmende) vannmassene langs det nordlige fastlandet og således bli transportert ut av Stjørdalsfjorden. Oppholdstiden vil være 3-5 døgn. I beste fall vil utslippet være ute av Stjørdalsfjorden før nedbrytningen av glykol starter etter 5 døgn, men i verste fall vil noe kunne bli nedbrutt i Stjørdalsfjorden.

Beregninger indikerer i verste fall et oksygenforbruk på 13-20 % av tilgjengelig oksygenmengde i den vannmengden utslippet kommer i kontakt med i det intermediere vannsjiktet. Dette tilsvarer ca. 1-1,6 mg O₂/l. En oksygenreduksjon til 6,4 mg O₂/l vil, ut fra SFT sine vannkvalitetskriterier, medføre at vannmassene går fra tilstandsklasse I (meget god) til tilstandsklasse II (god). Oksygenforbruket ved et middelutslipp av glykol vil imidlertid være under 1 % og knapt være målbart.

Et utslipp til elva vil føre til innblanding i et godt oksygenert overflatelag i fjorden. Dette overflatelaget vil hurtig transporteres ut av Stjørdalsfjorden til Strindfjorden hvor glykolnedbrytningen vil finne sted. Fortynningen vil da være så stor at nedbrytningen vil kreve lite oksygen pr. volumenhet.

Et glykolutslipp til Stjørdalselva vil således ikke ha innvirkning på oksygenforholdene i hverken i Stjørdalsfjorden eller Strindfjorden, og er på det grunnlag et noe bedre utslippsalternativ enn et dykket utslipp til Stjørdalsfjorden.

Utslipet av avisningsvæske vil, ut fra dagens kunnskap, ikke ha noen toksisk effekt hverken ved utslipp til sjø eller elv. Modellberegninger viser at avisningsvæsken fortynnes til konsentrasjoner under toksisitetsnivå for undersøkte organismer allerede i nærheten for et utslipp til Stjørdalselva. Når det gjelder utslipp gjennom avløpsledningen til Stjørdalsfjorden, vil fortynningen ved innlagring være så stor at konsentrasjonen vil ligge under toksisitetsgrensen for undersøkte organismer.

1. Bakgrunn

Ved Værnes lufthavn er under etablering en ny avisningsplattform som skal samle opp glykolbasert avisningsvæske når fly avises. Luftfartsverket er i forbindelse med søknad om utslippstillatelse på 90.000 l 100 % glykol/år, pålagt av Fylkesmannen i Nord-Trøndelag å føre avisningsvæsken i rør til Stjørdalsfjorden. Avløpet for avisningsvæske skal kobles til kloakkledningen til Stjørdal kommune nedstrøms Sentrum renseanlegg og føres sammen med kloakk til utslippspunktet på ca. 30 m dyp i Stjørdalsfjorden.

I dag dreneres avisningsvæsken fra flyoppstillingsplassen sammen med overvann til Stjørdalselva. På bakgrunn av en middelvannføring i Stjørdalselva på ca. 80 m³/s er det tidligere antatt at utslippet av avisningsvæske relativt raskt vil bli blandet inn i elvens hovedvannmasser og transportert langt ut i fjorden før nedbrytning av glykol finner sted (Stene-Johansen et al. 1991).

I forbindelse med glykolutslippet til Stjørdalselva er det imidlertid kommet en del kritiske innvendinger fra blant annet Fagrådet for Stjørdalselv-vassdraget, Naturvernforbundet i Stjørdal og Fiskerisjefen i Trøndelag der det blir pekt på mangelfull kunnskap om glykols innvirkning på fisk, for eksempel effekt på luktesansen. Et annet aspekt er eventuell opphopning i næringskjeden av tilsetningsstoffene i avisningsvæsken som en også vet lite om.

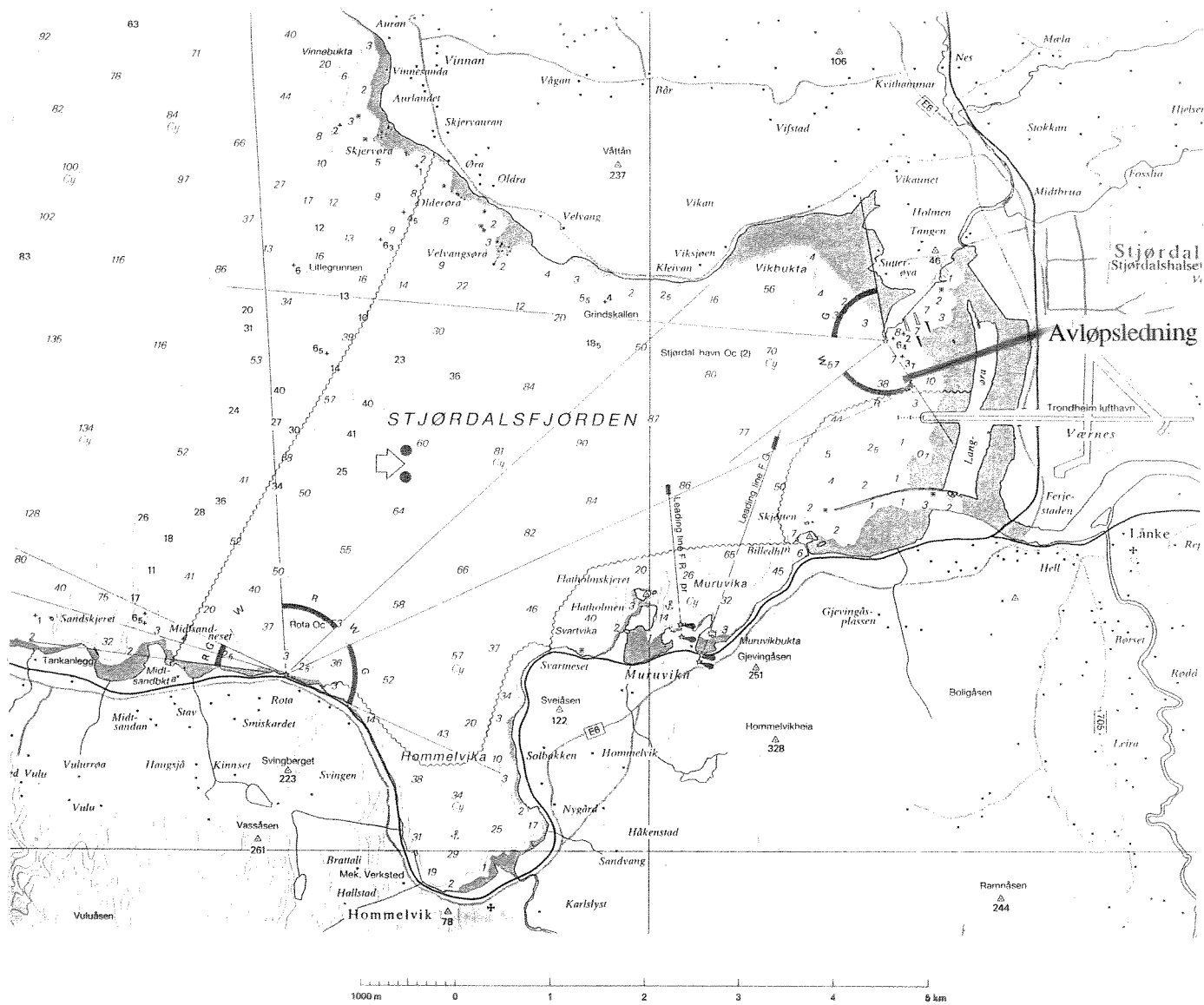
Avisningsvæsken nedbrytes over tid under et betydelig oksygenforbruk. Fordelt over driftstiden på 8 måneder er den omsøkte utslippsmengden i følge Fylkesmannen i Nord-Trøndelag ekvivalent med 6000 p.e. boligkloakk målt som BOF (biologisk oksygenforbruk). I dag går kommunalt avløp tilsvarende 12.000 p.e. ut på 30 m dyp i Stjørdalsfjorden. Det kommunale utslippet til Stjørdalsfjorden er planlagt økt til maksimalt 17.400 p.e. ved tilkobling av kommunalt avløp fra Hell-området. Dersom glykolutslippet blir nedbrutt i Stjørdalsfjorden vil dette bidra til 50 % økning av oksygenbelastningen i avisningssesongen sett i forhold til det direkte oksygenforbruket fra dagens kommunale utslipp.

2. Undersøkelsens formål

Hensikten med denne undersøkelsen er å vurdere Stjørdalsfjorden som resipient for et dykket glykolutslipp. Undersøkelsen skal ikke ta for seg problemstillingene om glykols eventuelle innvirkning på luktesansen til fisk eller mulighetene for en eventuell opphopning i næringskjeden av tilsetningsstoffene i avisningsvæsken.

Stjørdalsfjorden som er en terskelfjord med største dyp på omkring 90 m og et terskeldyp på anslagsvis 30-40 m (jfr. **Figur 1**), har tidligere vært relativt lite undersøkt. De siste undersøkelsene er gjort i forbindelse med undersøkelse av Trondheimsfjorden innenfor Statlig program for forurensningsovervåkning (1981-83) og i forbindelse med resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden i 1987-88 (Thendrup et al. 1988). Det er imidlertid relativt sparsomt med eksisterende data som vi har kunnet gjøre oss nytte av. Undersøkelsens formål har derfor vært:

1. Framskaffe data om strømforhold, hydrografi og organisk belastning/oksygenforhold i Stjørdalsfjorden.
2. Vurdere Stjørdalsfjorden som framtidig resipient for et eventuelt dykket glykolutslipp.
3. Vurdere fordeler/ulempene med et dykket utslipp til Stjørdalsfjorden sett i forhold til et utslipp til Stjørdalselva.



Figur 1. Kart over Stjørdalsfjorden der bunndyp står angitt og avløpsledningen er inntegnet. Utsnitt av sjøkart nr. 130.

3. Beskrivelse av avisningsvæsken

I henhold til Luftfartsverket sine opplysninger benyttes det ved Værnes lufthavn i hovedsak avisningsvæske type II i blandingsforhold 50/50 med vann. Type II består av 50 % monopropylenglykol og ca. 50 % vann. I tillegg er det tilsatt korrosjonsinhibitorer, fortykningsmidler og inhibitorer for å minimere muligheten for antennelse (Stene-Johansen et al. 1991). Konsentrasjon av monopropylenglykol/vann blir da 25/75. Monopropylenglykol er fullstendig vannløselig og nedbrytes relativt raskt ved biodegradering.

Det foreligger ikke data på nedbrytningstid av type II væske. Forsøk med avisningsvæske type I viste at ved en temperatur på 4 ± 2 °C startet nedbrytning etter 5 døgn, men nedbrytningen gikk svært sakte i begynnelsen og den totale lagfasen (betegnelse for en periode med ingen/liten nedbrytning) var 16 døgn. Nedbrytningen var raskest fra 17.-24. døgn og i denne perioden ble 60 % av avisningsvæsken brutt ned. I dette tidsrommet var altså det biologiske oksygenforbruket er størst. Etter 35 døgn var 98 % av avisningsvæsken nedbrutt (Stene-Johansen op. cit.).

Effekten av toksisitetstester av dyr angis ofte som LC_{50} -verdier med en tidsangivelse for forsøkets varighet. I det nedenforstående er det benyttet $LC_{50}(48 \text{ h})$ -verdier, som er den konsentrasjonen som gir 50 % dødelighet etter 2 døgn - 48 timer.

Resultatene av toksisitetstester på alger angis ofte som EC_{50} -verdier med tidsangivelse for vekstforsøkets varighet. I det nedenforstående er det benyttet $EC_{50}(72 \text{ h})$ -verdier som er den konsentrasjonene som gir 50 % reduksjon i veksthastigheten etter 3 døgns - 72 timers vekst.

Toksisitetstester med avisningsvæske type II viste at LC_{50}/EC_{50} -verdiene for dyreplanktonarten *Daphnia magna* og algen *Selenastrum capricornutum* lå innenfor konsentrasjonsområdet 0,026-0,97 volumprosent avisningsvæske eller 3800-103 gangers fortykning (Källqvist 1992). 20 % dødelighet ble for dyreplanktonets vedkommende påvist ved en konsentrasjon på 0,018 volumprosent (5556 gangers fortykning). 10 % reduksjon i veksthastigheten på algen ble registrert ved en konsentrasjon på 0,24 volumprosent (417 gangers fortykning).

Av de testede organismene var dyreplanktonet nesten 40 ganger mer sensitiv enn algen. Type II-væsken skiller seg her fra Type I-væsken, som har omtrent samme effekt både på begge organismene, med EC_{50}/LC_{50} -verdier på henholdsvis 0,025 volumprosent (4000 gangers fortykning) for algen og 0,037 volumprosent (2703 gangers fortykning) for dyret (Källqvist et al. 1991). Årsaken til forskjellen i effekt på de to organismene kan være at den høye viskositeten i type II-væsken påvirker dyret (Källqvist 1992).

Ved tilsvarende forsøk med ren propylenglykol framkom LC_{50} -verdi for *Daphnia* ved en konsentrasjon på 2 volumprosent (50 gangers fortykning) og for *Selenastrum* 3,15 volumprosent (32 gangers fortykning). Dødelighet/hemming ble imidlertid registrert ved henholdsvis 1 og 1,6 volumprosent (henholdsvis 100 og 63 gangers fortykning).

Gifteffekten av avisningsvæsken var således ca. 77 ganger høyere enn ren propylenglykol med hensyn på dyreplankton, noe som tyder på at tilsetningsstoffene er hovedårsaken til giftvirkningen av avisningsvæsken (Källqvist et al. 1991, Källqvist 1992). Algen var imidlertid bare ca. 3 ganger mer sensitiv overfor type II-væsken enn for ren propylenglykol.

4. Fortynning av avsningsvæsken i avløpsledningen.

Opplysninger fra Luftfartsverket, Stjørdal kommune og Fylkesmannen i Nord-Trøndelag er grunnlag for de vurderinger/beregninger som framkommer i dette kapitlet.

I 1995 lå Stjørdal kommunes utslipp fra sentrumsonens renseanlegg i området 3.900-6.400 m³/døgn med et gjennomsnitt på 5.036 m³/døgn. Overpumping av avløpsvann fra Hell-området fra årsskiftet 1996/97 vil øke middelutslippet til ca. 6.000 m³/døgn med en midlere vannhastighet i dypvannsledningen på 0,35 m/s.

Midlere avrenning av 100 % glykol pr. døgn i avsningsperioden blir oppgitt til 0,367 m³/døgn med en maksimumsavrenning på 6 m³/døgn. Dersom det kommunale middelutslipp legges til grunn, vil dette gi en fortynning i ledningsnettet før utslipp på 16.350 ganger for middelavrenningen fra Væmes og 1.000 ganger for maksimumsavrenningen. Ved middelavrenning vil konsentrasjonen av 100 % glykol i utløpet være 0,006 volumprosent og tilsvarende verdier for maksimumsavrenning vil være 0,1 volumprosent. Disse verdiene ligger under toksisk grense for ren propylenglykol.

Ettersom det er tilsetningsstoffene som synes å være hovedårsaken til den toksiske virkningen av avsningsvæsken, er det også viktig å se på fortynning av selve avsningsvæsken. Ved midlere avrenning fra Væmes vil konsentrasjonen av avsningsvæske (25/75) være 0,024 volumprosent (4167 gangers fortynning) og konsentrasjonen ved maksimum avrenning vil være 0,40 volumprosent (250 gangers fortynning).

Konsentrasjonen av avsningsvæske i utløpet av avløpsledningen ligger både ved gjennomsnittlig avrenning og ved maksimumsavrenning over effektgrensen for dyreplanktonarten *Daphnia magna*, mens konsentrasjonen ved maksimumsavrenning også ligger over effektgrensen for algen *Selenastrum capricornutum*. Konsentrasjonen av avsningsvæske er således toksisk ved utslippspunktet. Den ligger ved minimumsavrenning omtrent på LC₅₀-nivået til *Daphnia magna*, mens konsentrasjonen ved maksimumsavrenning ligger 15 ganger høyere.

5. Hydrografi - oksygen -TOC i fjorden

5.1 Instrument og metoder

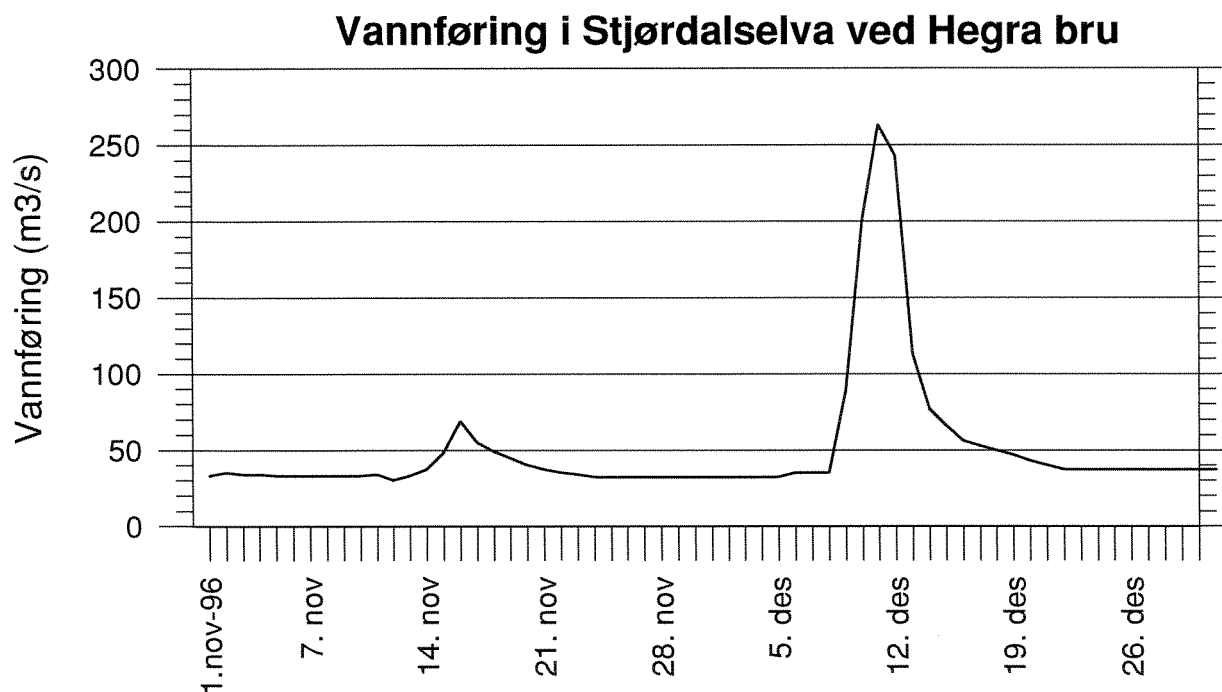
Det ble benyttet en Sea-Bird STD-sonde (salinitet, temperatur og dyp) til hydrografimålingene. Sonden registrerer 2 ganger i sekundet og lagrer dataene i sin interne hukommelse.

Vannprøver for analyse av oksygen og totalt organisk karbon (TOC) ble tatt med Niskin vannhenter. Vannhenteren fires ned åpen, ved hjelp av en vinsj, slik at vannet fritt kan strømme gjennom. På ønsket dyp sendes et lodd ned langs wiren. Vannhenteren lukkes når loddet treffer.

Oksygenverdiene ble beregnet ved hjelp av Winkler titrering. TOC ble analysert ved katalytisk forbrenning ved 680 °C etter surgjøring med fosforsyre og gjennombobling.

5.2 Vannføring i Stjørdalselva

Vannføringsdata fra Stjørdalselva ved Hegra bru er innhentet fra NVE. Vannføringen var mellom 30-40 m³/s mesteparten av tida. Det var to perioder med større vannføring, den 15.-17. november var vannføringen 50-70 m³/s, mens den var 100-250 m³/s den 9.-13. desember.



Figur 2. Vannføring i Stjørdalselva ved Hegra bru (NVE).

5.3 Måleprogram

Det ble gjort hydrografi- og oksygenmålinger i 2 posisjoner ved 3 anledninger. **Tabell 1** gir en oversikt over målingene. I **Figur 3** er måleposisjonene inntegnet.

Tabell 1. Stasjonsoversikt for hydrografimålinger og vannprøver. Dato for målingene, stasjonsnummer, posisjon (WGS-84¹), bunndyp og prøvedyp for vannprøver til måling av oksygen og totalt organisk karbon (TOC) er gitt.

Dato	Stasjon	Posisjon	Bunndyp	TOC prøvedyp (m)	Oksygen prøvedyp (m)
7/11-96	1	N63° 27.403' E10° 48.861'	90	5, 10, 20, 30, 60, 88	5, 10, 20, 30, 40, 60, 80, 88
“	2	N63° 27.621' E10° 52.994'	35	5, 10, 20, 30	0, 5, 10, 20, 30
2/12-96	1	N63° 27.403' E10° 48.861'	90	60, 88	30, 60 og 88
“	2	N63° 27.621' E10° 52.994'	35		30
2/1-97	1	N63° 27.403' E10° 48.861'	90		30, 60 og 88
“	2	N63° 27.621' E10° 52.994'	35		30

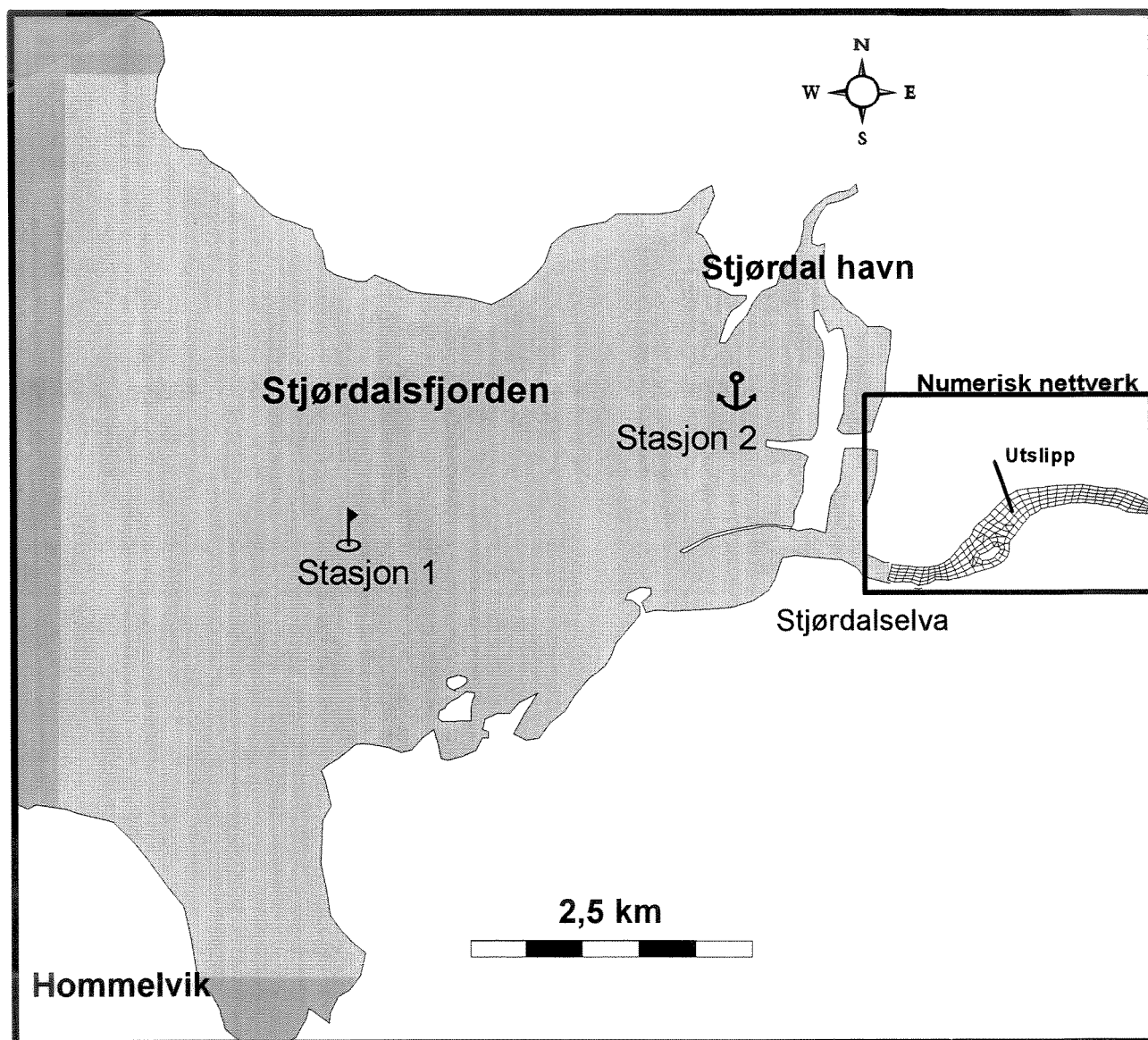
5.4 Resultater fra hydrografimålingene

Figur 4 viser profiler av temperatur, salinitet og sigma theta (σ_t^2) for stasjon 1. **Tabell 1** gir en oversikt over hydrografimålingene. Stasjonen var i fjordens dypeste område innenfor terskelen. Elvevannet ses kun som et tynt sjikt i de 1-2 øverste meterne. Vannføringen i Stjørdalselva var ca. 35 m³/s, som er lav vannføring, i forkant av alle målingene.

Dataene antyder et terskeldyp rundt 50-60 meter, noe som stemmer overens med sjøkartet. Observasjonene viser at de øverste 50-60 m avkjøles gjennom vinteren. Under terskeldyp var det en svak oppvarming av vannmassene i perioden fra 3/12-96 til 2/1-97. Sigma verdiene var også noe lavere. Dette tyder på noe innstrømming under terskeldyp. Saliniteten i dypvannet ble redusert med ca 0,1-0,3 i løpet av perioden.

¹ WGS-84 datum posisjonen er oppgitt i

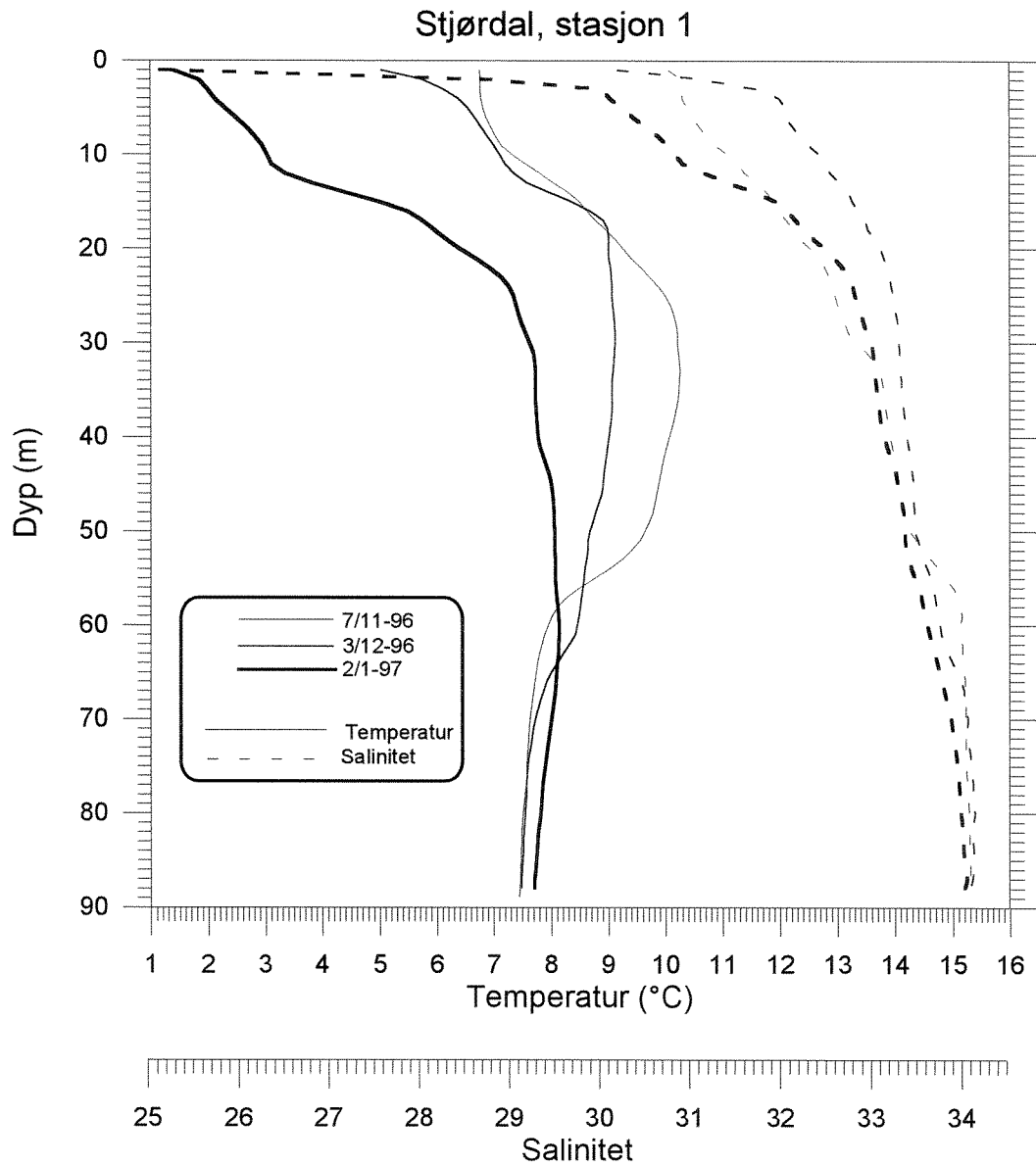
² σ_t = egenvekt (kg/m³) - 1000



Figur 3.

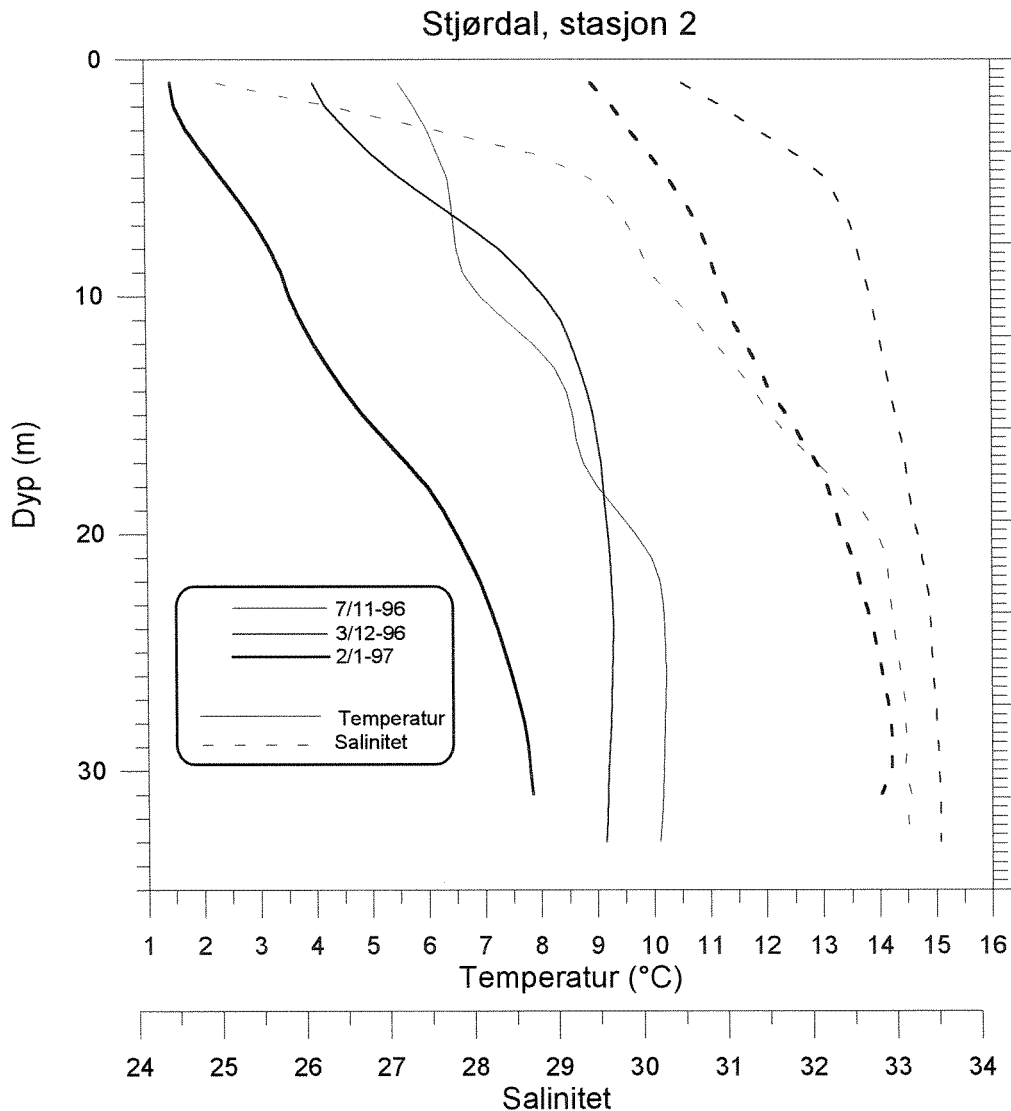
Kart over Stjørdalsfjorden. Måleposisjonene er tegnet inn. På stasjon 1 ble det tatt hydrografi og vannprøver, mens det på stasjon 2 i tillegg ble gjort strømmålinger. Det ble konstruert et numerisk nettverk over nederste del av Stjørdalselva, dette er tegnet inn. Nettverket ble benyttet til å beregne spredning fra utslipp av glykol til Stjørdalselva.

Figur 5 viser profiler av temperatur, salinitet og σ_t på stasjon 2. Stasjonen er i nærheten av dagens kloakkutslipp. Observasjonene viser at overflatelaget avkjøles gjennom vinteren. Saliniteten i overflatelaget varierer mye, denne henger nøye sammen med variasjon i vannføringen i Stjørdalselva.



Figur 4.

Hydrografiske målinger i Stjørdalsfjorden, stasjon 1, i det dypeste området innenfor terskelen. Målingene er gjort ved 3 anledninger, 7/11-96, 3/12-96 og 2/1-97.



Figur 5. Hydrografiske målinger i Stjørdalsfjorden, stasjon 2, nær kloakkutslipp. Målingene er gjort ved 3 anledninger, 7/11-96, 3/12-96 og 2/1-97.

5.5 Resultater fra oksygenmålingene

Tabell 2 viser resultater fra oksygenmålingene i vannmassene på stasjon 1 og 2 i Stjørdalsfjorden. Det var høye oksygenverdier i vannmassene med unntak av under terskeldyp på stasjon 1, hvor verdiene var relativt lave (36-38 % metning).

Figur 6 viser oksygenmetning ved Oceanor sin stasjon 1 (Thendrup et. al 1988) sammen med oksygenmetning fra stasjon 1 fra 1996. Målingene fra 1987 ble tatt 15. oktober, mens målingene fra 1996 er fra 7. november. Høsten 1987 var oksygenmetningen i bunnvannet 70-80 %, mens den var 35-40 % i 1996. Thendrup antyder imidlertid at en dypvannsfornyelse kan ha funnet sted like før målingene ble gjort i 1987. Figuren viser også at det var en svak negativ trend i oksygeninnholdet i bunnvannet fra november 1996 til januar 1997.

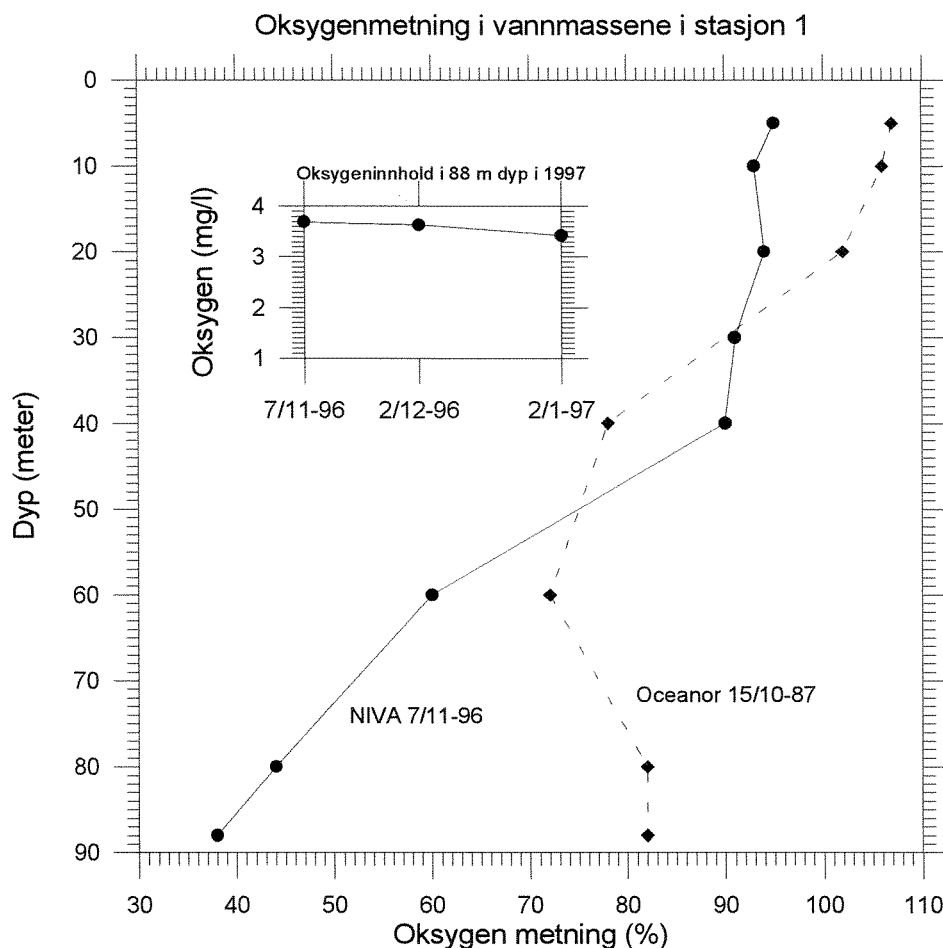
For å tilfredsstill SFT tilstandsklasse I (Megete god) må ikke dypvannets oksygeninnhold i løpet av en årssyklus være lavere enn 6,4 mg O₂/l (tilsvarende 4,5 ml O₂/l) (Molvær et al. 1997). Verdiene som ble målt i dypvannet i løpet av prosjektet (tabell 4.2) faller inn i tilstandsklasse III eller IV (mindre god/dårlig), men det er egentlig nødvendig med minst ett års måling for å klassifisere dypvannet i henhold til SFT miljøklassifisering.

Det var imidlertid høy oksygenkonsentrasjon i 0-30 m (over 83% metning) dyp ved alle anledningene. Dette er viktig fordi utslippsvannet hovedsakelig vil forbruke oksygen fra dette laget under nedbrytningen.

Tabell 2. Resultater fra oksygen målingene i Stjørdalsfjorden. Det er gitt opplysninger om stasjon, dyp for prøven samt sjøvannets oksygeninnhold de forskjellige datoene.

Stasjon	Dyp (m)	O ₂ 7/11-96		O ₂ 3/12-96		O ₂ 2/1-97	
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1	5	9.46	95				
"	10	9.16	93				
"	20	8.79	94				
"	30	8.24	91	8.49	91	8.20	85
"	40	8.16	90				
"	60	5.72	60	7.14	76	6.02	63
"	80	4.23	44				
"	88	3.69	38	3.63	38	3.42	36
2	0	10.09	94				
"	5	9.79	96				
"	10	10.91 ?	109 ?				
"	20	8.09	88				
"	30	8.08	89	7.98	86	7.98	83

? Muligens feil ved analyse



Figur 6. Oksygenmetning i dypvannet på stasjon 1 høsten 1987 og høsten 1996.

5.6 Oksygenforbruk i fjorden.

Beregninger av oksygenforbruk i dypvann i terskelfjorder kan gjøres ved å måle O_2 innholdet i dypvannet i stagnasjonsperioder. Det er nødvendig med en hel årsryklus for å bestemme oksygenforbruket med stor sikkerhet.

Figur 6 viser at oksygeninnholdet i 88 m dyp avtar med 0,26 mg/l fra den 7. november 1996 til den 2. januar 1997. Men dette var neppe i en stagnasjonsperiode da det var variasjon i salinitet og temperatur i perioden, noe som tyder på at bunnvannet til en viss grad ble skiftet ut.

Da målingene ikke ble gjort i en stagnasjonsperiode er det vanskelig å beregne oksygenforbruket under terskeldypet. Sammenligner en med målingene Oceanor (Figur 6) gjorde i 1987 tyder det på at belastningen i dypvannet var større i 1996, og/eller at dypvannsfornyelsen var forskjellig de to årene.

Jacobsen et al. (1982) beregnet middel oksygenmetningen i Stjørdalsfjorden (St. 1) i dybdeintervallet 20-80 meter for årene 1972-75. Det ble her beregnet månedlige verdier, og for november var gjennomsnittlig oksygenmetning 78%. I november 1996 ble denne beregnet til 73%.

Totalt blir det sluppet ut 12.000 p.e. fra Stjørdal kommune, fra Hommelvik blir det sluppet ut 3000 p.e.. Dette tilsvarer til sammen et kjemisk oksygenforbruk (KOF) på 942 tonn pr. år. Om alt dette skal

brytes ned i bunnvannet (under terskeldyp) vil det gå med $0.22 \text{ mg l}^{-1} \text{ mnd}^{-1}$. Store deler av dette vil bli nedbrutt i de øvre vannlag eller transportert ut av fjorden. I tillegg kommer det vesentlige bidrag organisk materialet fra blant annet Stjørdalselva som også skal nedbrytes.

5.7 Totalt organisk karbon

Det ble gjort målinger av totalt organisk karbon (TOC) i vannmassene for eventuelt å påvise organisk belastning. Mengden av naturlig organisk materiale i vannmassene varierer med forekomsten av planteplankton og dyreplankton. Verdier mellom 0,4 -2,0 mg/l ansees å ligge innenfor et naturlig variasjonsområde (Parsons et al. 1977). Målingene som ble gjort, viser at stort sett alle verdiene ligger over eller på grensen på 2,0 mg/l (Tabell 3). Når målingene i tillegg ble gjort på den tiden av året da de naturlige organiske forekomstene ligger på et lavt nivå, ettersom vekstsesongen av planteplankton er sterkt på hell, må det kunne sluttet at Stjørdalsbassenget er utsatt for en tydelig organisk belastning. Verdiene burde i denne perioden ligge ned mot nedre grense på 0,4 mg/l. Til sammenlikning viste TOC-verdier fra månedsskiftet oktober/november på 45-290 m dyp i Gloppenfjorden, som også er utsatt for en betydelig ferskvannsavrenning, 0,7-1 mg C/l (Lømsland et al. 1997).

Tabell 3. Totalt organisk karbon (TOC) i Stjørdalsfjorden 07.11.96 angitt i mg C/l. Verdier i parentes angir resultater fra prøver tatt 02.12.96.

Stasjon/dyp	S1	S2
5 m	2,7	2,3
10 m	2,2	2,0
20 m	2,3	1,8
30 m	2,2	2,0
60 m	3,5 (2,0)	
88 m	1,8 (2,0)	

6. Strømforholdene ved utslippstedet

I dette kapitlet beskrives strømmålingene som ble gjennomført vinteren 1996/97. Det blir også presentert noe informasjon om instrumentene og målemetodene som ble benyttet.

6.1 Instrumenter

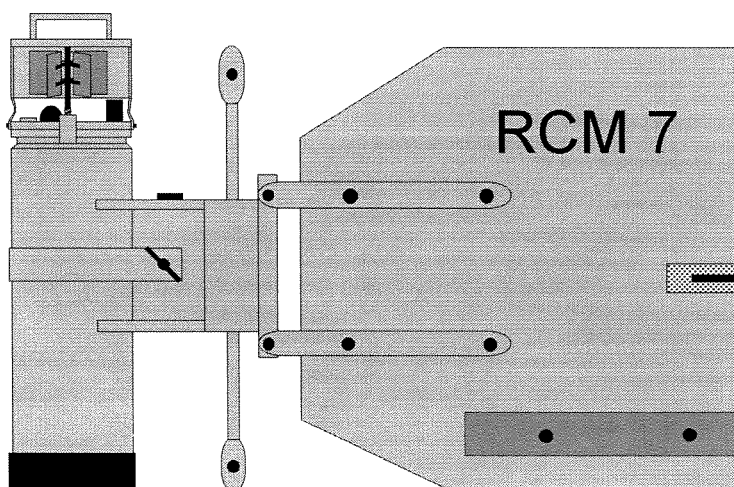
Strømmålingene ble gjort med to Aanderaa Instruments RCM7 strømmålere (vist i **Figur 7**). Foruten å måle fart og retning ved hjelp av rotor og ror registrerer instrumentet temperatur og salinitet. Instrumentet har eget innebygget minne for lagring av mange data.

Spesifikasjonene på de enkelte sensorene på Aanderaa Instruments strømmålere er (Aanderaa Instruments, 1983):

Konduktivitet:	$\pm 0,1$ mmho/cm
Temperatur:	$\pm 0,05^{\circ}\text{C}$
Strømretning:	$\pm 7,5^{\circ}$ når farten er 2,5-5 cm/s $\pm 5^{\circ}$ når farten er 5-100 cm/s
Fart:	± 1 cm/s eller $\pm 2\%$ av farten. Den høyeste av disse benyttes.

Farten og retningen samples og vektormidles over måleintervallet, med registrering av fart og retning hvert 12. sekund, mens temperaturen og saliniteten er øyeblikksverdier på slutten av måleintervallet. Måleintervallet ble satt til 10 minutt.

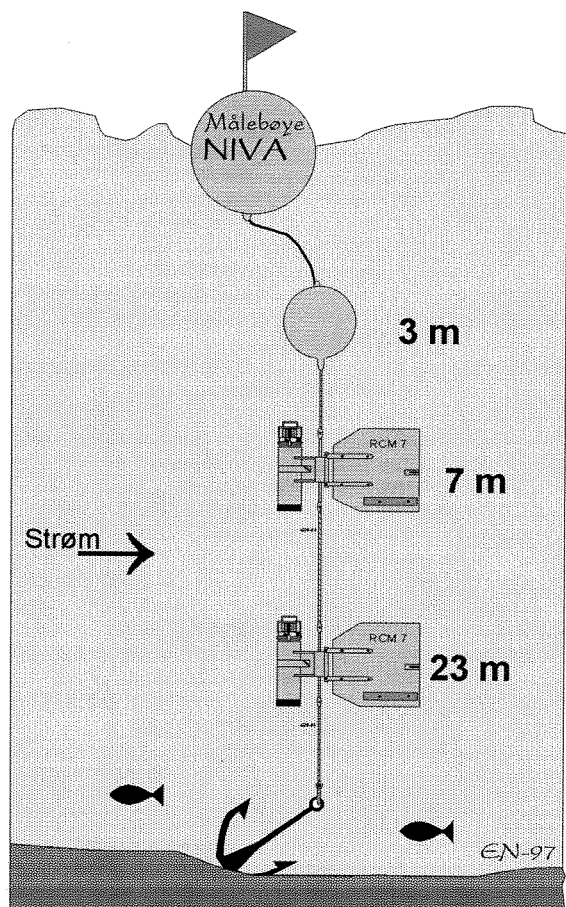
Aanderaa Instruments strømmålere har en terskelverdi på 1,1 cm/s for strømfart. Det vil si at strøm svakere enn dette ikke klarer å sette rotoren i bevegelse. Aanderaa Instruments målerene setter strømstyrken lik 1,1 cm/s for observasjoner hvor rotoren ikke er satt i bevegelse. Det vil si at midlere strømstyrke for en tidsserie med ingen rotorregistreringer vil bli 1,1 cm/s. Dette gir helt klart et overestimat av strømstyrken ved lave strømhastigheter.



Figur 7. Skisse av en Aanderaa Instruments strømmåler.

6.2 Strømrigg

Figur 8 viser ei skisse av riggen som ble satt ut. Instrumentene ble holdt i konstant avstand til bunnen ved hjelp av neddykkede oppdriftskuler, med slakk fra øverste kule til overflatemarkøren.



Figur 8. Skisse av riggen som ble satt ut ved kloakk utslippet, i Stjørdal havn ved stasjon 2.

6.3 Måleposisjon

Posisjonen til strømmåleriggen er inntegnet i **Figur 3**, stasjon 2. **Tabell 4** inneholder opplysninger om sted, instrument, filnavn, posisjon, dato for utsetting, dato for opphenting, måleintervall, hvor lenge måleren stod ute, hvor dypt målerene stod samt bunn-dyp.

Tabell 4. Tabellen inneholder opplysninger om sted, strømmåler, filnavn posisjon (datum: WGS-84), dato og time (UTC) for utsetting, dato og time for opphenting, måleintervall, hvor lenge måleren stod ute, hvor dypt måleren stod samt bunn-dyp.

Sted	Strøm-måler	Filnavn	Posisjon (bre/len)	Utsetting (dato time (utc))	Opptak (dato time (utc))	Måle-intervall (min)	Peri-ode (dager)	Måle-dyp (m)	Bunn-dyp (m)
Stjørdal havn	RCM7 # 183	st96-183.prn	N63°27.621' E10°52.994'	3/12-96 1200	2/12-97 1045	10	30	7	38
Stjørdal havn	RCM7 # 4772	st96-4772.prn	"	3/12-96 1200	2/12-97 1045	10	30	23	38

6.4 Måledyp

Det ble avtalt å måle strøm i 7 og 23 m dyp, det vil si nær utslippsdyp (30 m) og i øvre vannlag.

6.5 Måleperiode

Det ble avtalt å måle strøm i en periode på 4 uker. En 4 ukers måleperiode kan i beste fall strekke seg over to vanlig spring/nipp tidevannsperioder og en skulle således få med eventuelle korttidsvariasjoner i tidevannet. Eventuelle langperiodiske variasjoner eller episodiske fenomener vil en imidlertid ikke kunne oppdage.

6.6 Generelt om sirkulasjon i fjorder

De vanligste strømskapende effekter i en fjords overflatelag er: ferskvannstilførsel, vind/lufttrykk og tidevann. Fordi disse faktorene har kort- og langperiodiske variasjoner av forskjellig styrke og fase, blir strømforholdene i det øvre lag ofte sterkt variable.

Ferskvann som tilføres en fjord vil drive utover fjorden i overflaten fordi det er lettere enn det underliggende vannet. Utstrømningen etableres på grunn av høyere vannstand innerst i fjorden som blir forsøkt utlignet av tyngdekraften. På vei utover fjorden vil ferskvannet rive (medrivning) med seg noe av det underliggende saltvannet og gradvis endre karakter til brakkvann¹. Dette forårsaker et lokalt masseunderskudd, som kompenseres med innstrømning (kompensasjonsstrøm) under det utstrømmende vannet. I en lang (titalls km) og bred (flere km) fjord vil en fra tid til annen se den kraftigste utstrømningen av brakt overflatevann på fjordens høyre side, sett innenfra. Dette skyldes jordrotasjonen, og er ofte nevnt som Coriolis effekten. Kompensasjonstrømmen vil, av same grunn, ofte bli sterkest på fjordens venstre side, sett innenfra.

Fjorders spesielle geomorfologi med høye fjellsider gjør at de lokale vinder fortrinnsvis blåser på langs av fjorden, med retning inn eller ut av fjorden og ofte ganske varierende i styrke. Perioder med vind inn fjorden fører til oppstuing av vannmasser innerst i fjorden. Vind ut fjorden vil normalt øke utstrømningen i overflaten og medføre en lavere vannstand innerst i fjorden.

¹ Brakkvann er definert som vann med salinitet mindre enn ~25

Tidevanns-signalet i en fjord skyldes en periodisk tidevannsbølge som forplanter seg langs kysten utenfor. Når tidevannsbølgen passerer fjordmunningen, tvinges vannmassene innover ved stigende vann og utover ved fallende vann. Dette er den barotrope delen av tidevannet. Foruten det barotrope tidevannet dannes det også et indre tidevann (baroklint) i lagdelte vannmasser. Det indre tidevannet dannes over terskler og/eller andre undersjøiske rygger. Dette bidrar til blanding av vannsøylen.

6.7 Resultater fra strømmålingene

Resultatene fra strømmålingene er vist ved hjelp av figurer.

Figur 9 og 10 viser tidsserier av strømhastighet, retning, temperatur og salinitet i 7 og 23 m dyp.

Det er også plottet en statistisk fordeling av strømmen ved hjelp av "strøm roser" (**Figur 11 og 12**). I strømrosene er middelfarten, maksimumsfarten, antall målinger og relativ fluks (antall målinger multiplisert med middelfarten) i 15° intervaller blitt beregnet.

Figur 13 og 14 viser prosentvis fordeling av strømfart og retning.

For hver av tidsseriene er det blitt beregnet middelverdier for fart, middel strømvektor og dens retning, middel temperatur, middel salinitet samt strømmens stabilitetsfaktor. Stabilitetsfaktoren er definert som absoluttverdien av resultant strømvektor delt på middelverdien for fart i midlingsperioden. De beregnede verdiene er gitt i **Tabell 5**.

Tabell 5. Tabellen viser noen statistiske resultater fra strømmålingene. Det er opplysninger om sted, dypet strømmåleren stod oppankret i, middel strømvektor, middel strømvektors retning, middel fart, middel temperatur, middel salinitet og strømmens stabilitetsfaktor (stab).

Sted	Måledyp (m)	Vektor midler		Skalar midler			
		Fart (cm/s)	Retning (°)	Fart (cm/s)	Temp (°C)	Salinitet (ppt)	Stab
Stjørdal havn	7	0,57	71	3,35	4,39	30,92	0,17
Stjørdal havn	23	0,21	39	1,75	7,17	32,53	0,12

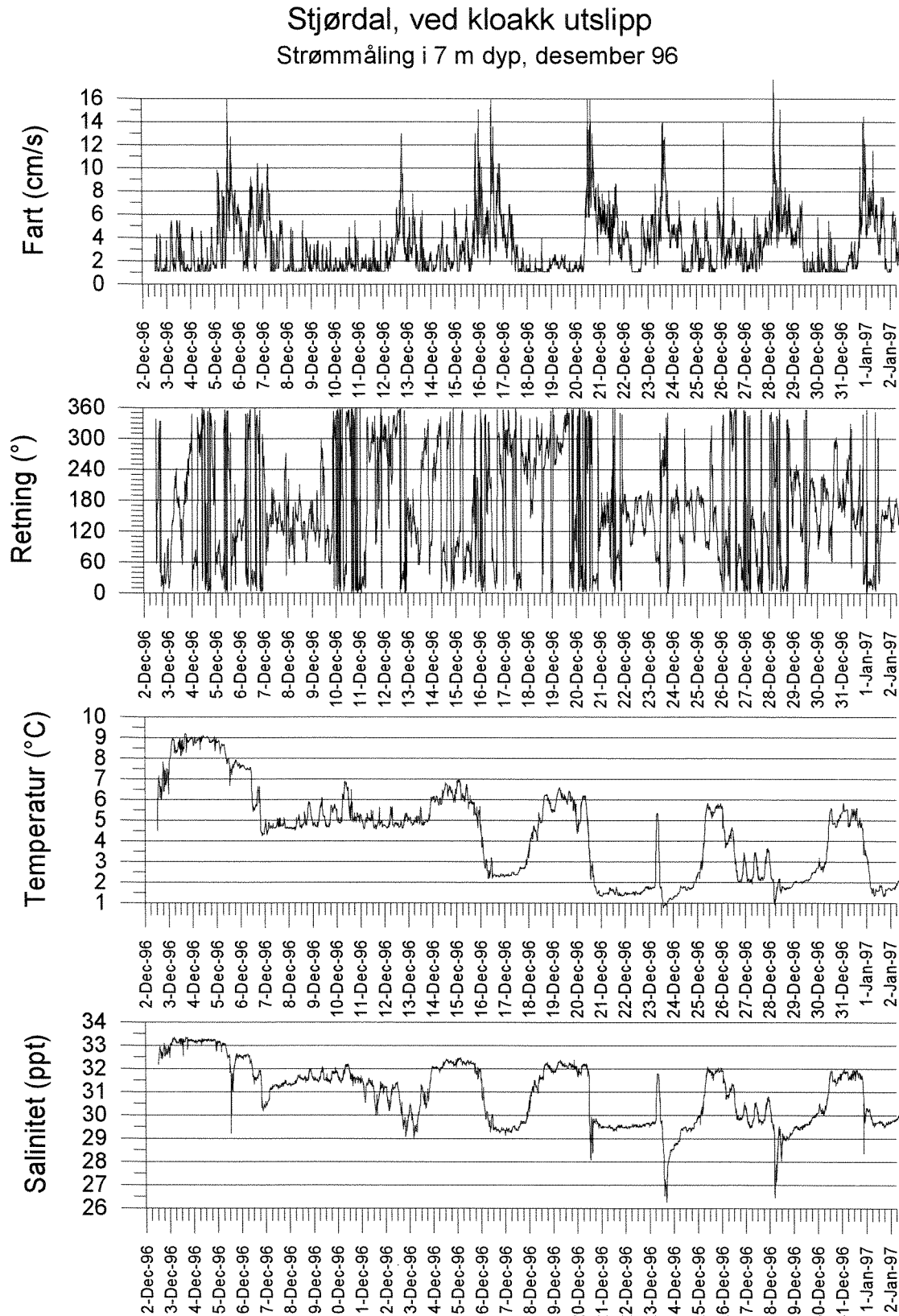
Figur 9 til 12 samt **Tabell 5** indikerer at lokaliteten er relativ strømsvak, spesielt i 23 m dyp. I 23 m dyp var over 80 % av fartsobservasjonene i intervallet 0-2 cm/s, mens 45 % var det i 7 m dyp. Tidevannssignalet kan ikke sees tydelig i strømdataene, dette er heller ikke ventet da lokaliteten ligger helt innerst i fjorden. Derimot kan det halvdaglige tidevannet sees i temperatur- og salinitetsdataene, spesielt i 7 m dyp. Dette fordi måleren har stått i konstant avstand til bunn, mens sprangsjiktet har beveget seg opp og ned med vannstandsvariasjonene. Stadige endringer i temperatur og salinitet i begge dyp indikerer relativt hyppig utskifting av vannmassene i begge dyp.

Figur 9 indikerer en viss korrelasjon mellom høy hastighet og lav salinitet i 7 m dyp. Det var imidlertid bare en periode med høy vannføring i elva i løpet av måleperioden. Dette gjenspeiler seg ikke i

strømdataene. Strømretningen var variabel i begge dyp, men vannet transporteres hovedsakelig i nord/østlig retning, langs/mot land.

Jacobsen (1976) fant at overflatelaget i Stjørdalsfjorden strømmer ut fjorden på nordsiden og inn på sørsiden både på fløende og fallende sjø. Strømningsmønsteret ved måleposisjonen var sammensatt og lite forutsigbart. Det er vanskelig å skissere strømningsmønsteret i en fjord på grunnlag av strømmålinger i punkt innerst i fjorden. En må gjøre regning med at overflatelaget mesteparten av tida strømmer utover fjorden langs nordsida av fjorden. I 23 m dyp var strømretningen omtrent den samme som i 7 m dyp. Dette kan tyde på at strømmen også i dette dypet er rettet langs land utover nordsiden av fjorden.

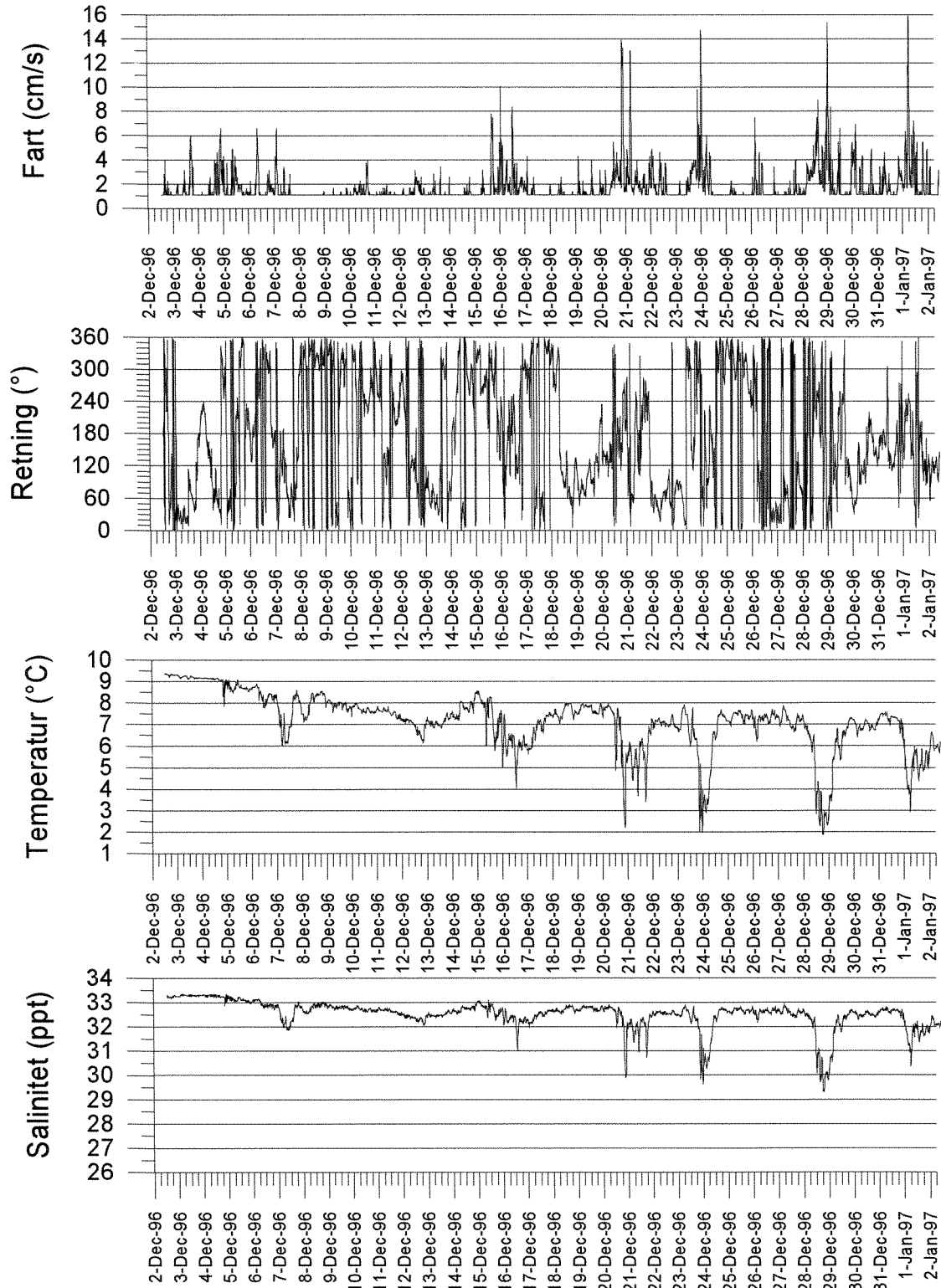
Det er vanskelig å beregne oppholdstider for vannet ved utslippspunktet på bakgrunn av disse dataene. Strømdataene viste imidlertid at det var en del resirkulering av vann ved måleposisjonen, da strømmen stadig skiftet retning. Det er ca. 8 km ut til terskelen av Stjørdalsfjorden. Om vannet skal nå ut av fjorden før størstedelen av nedbrytningen av glykol begynner må vannet ha en middelfart på 0,6 cm/s. Det er sannsynlig at strømfarten er større enn det, slik at størstedelen av glykolen brytes ned utenfor Stjørdalsfjorden.



Figur 9.

Strømmålinger (fart, retning, temperatur og salinitet) i Stjørdal havn nær kloakkutslipp. Målingene er fra 7 meters dyp.

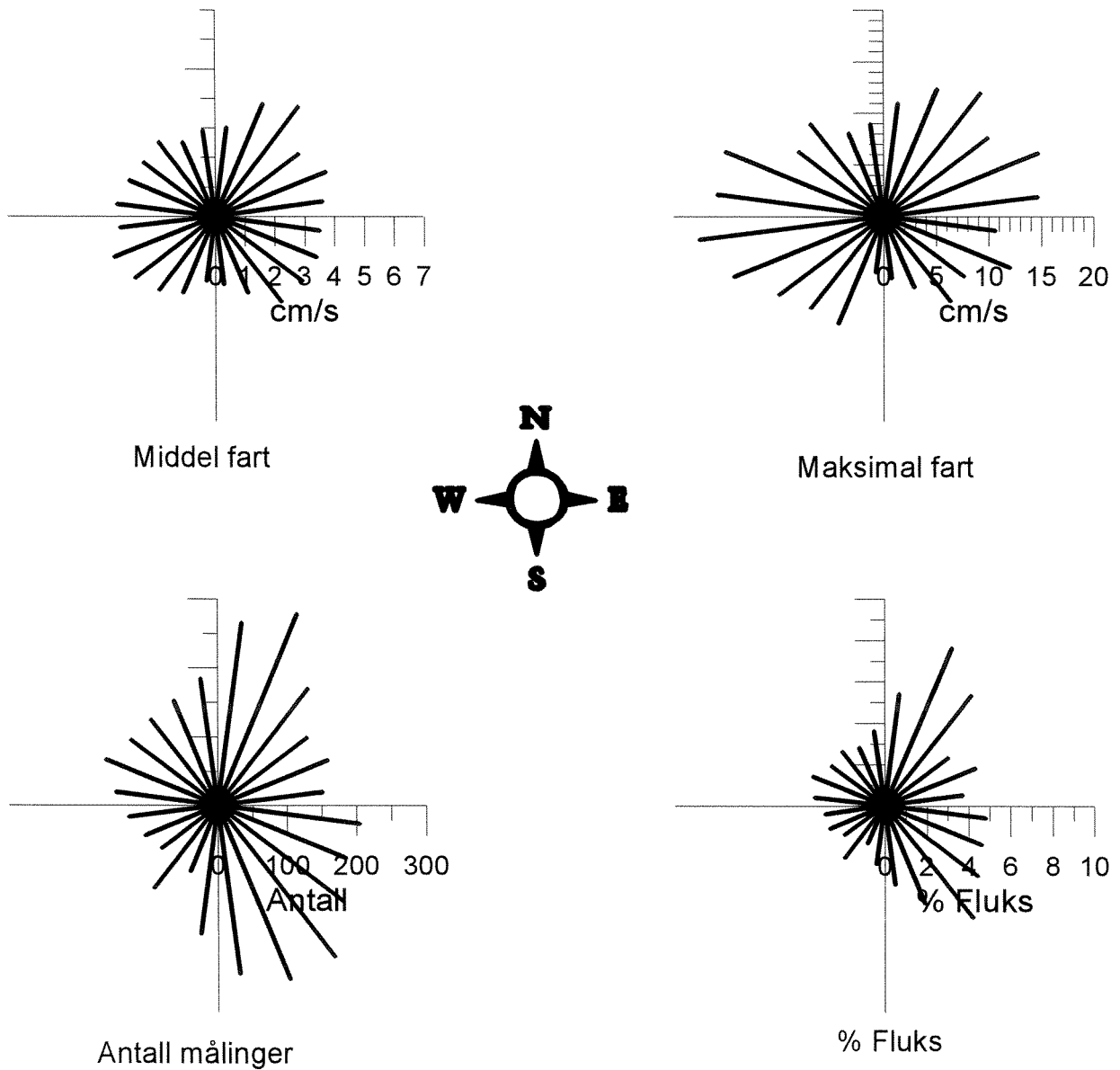
Stjørdal, ved kloakk utslipp
Strømmåling i 23 m dyp, desember 96



Figur 10.

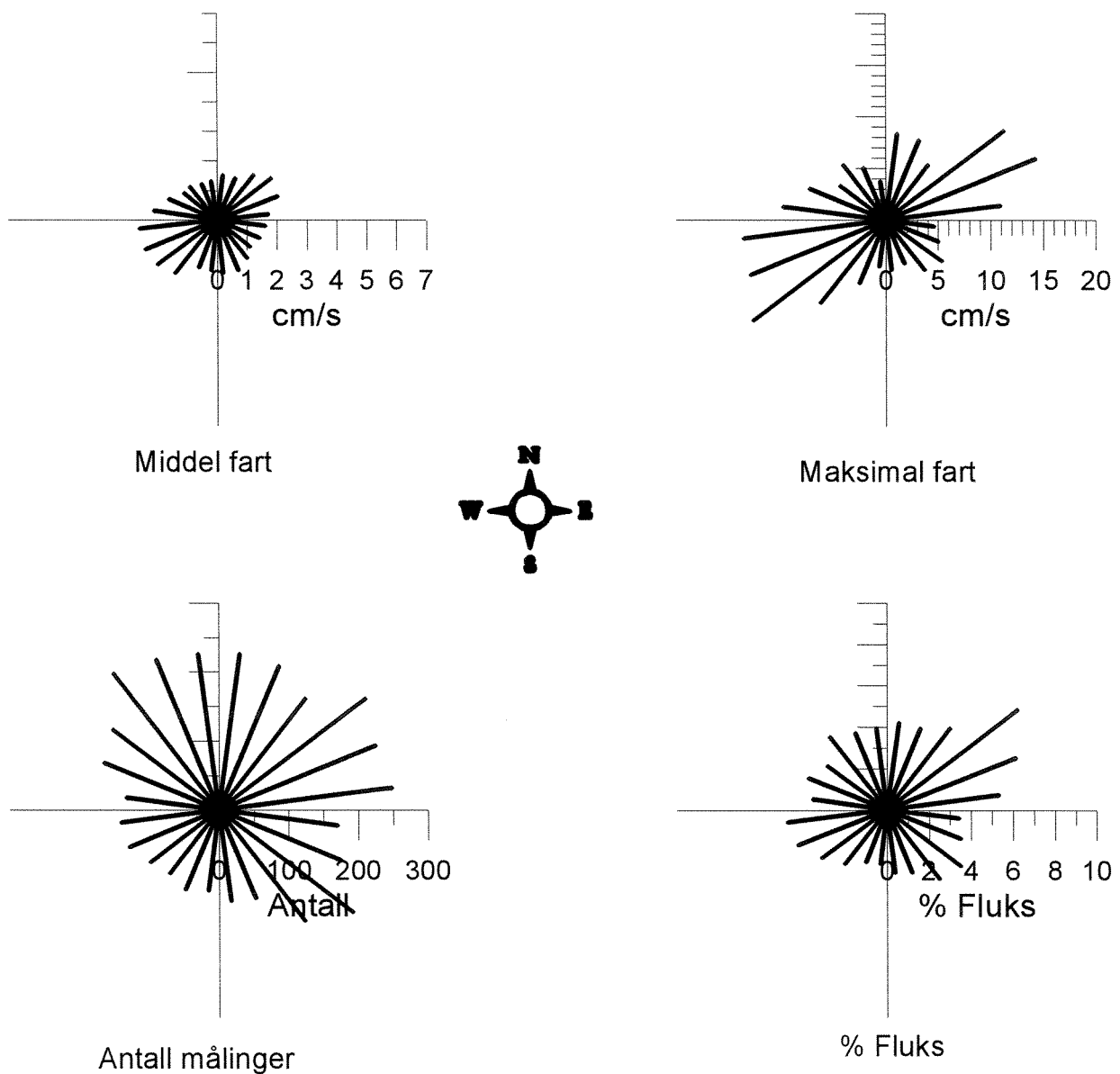
Strømmålinger (fart, retning, temperatur og salinitet) i Stjørdal havn nær kloakkutslipp. Målingene er fra 23 meters dyp.

Stjørdal, ved kloakk utslipp (7m)

**Figur 11.**

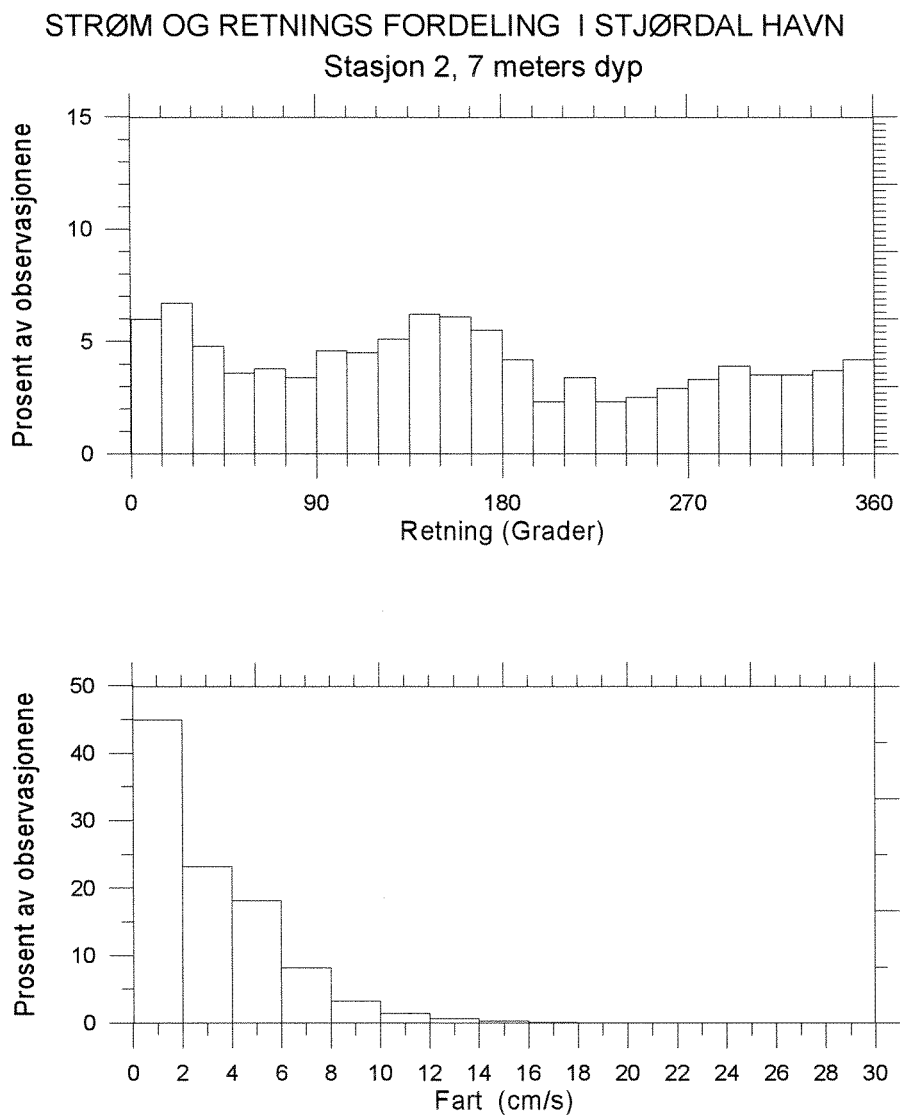
Strømmålinger i Stjørdal havn nær kloakkutslipp. Målingene er midlet og fordelt i 15° intervaller. Målingene er fra 7 meters dyp.

Stjørdal, ved kloakk utslipp (23m)



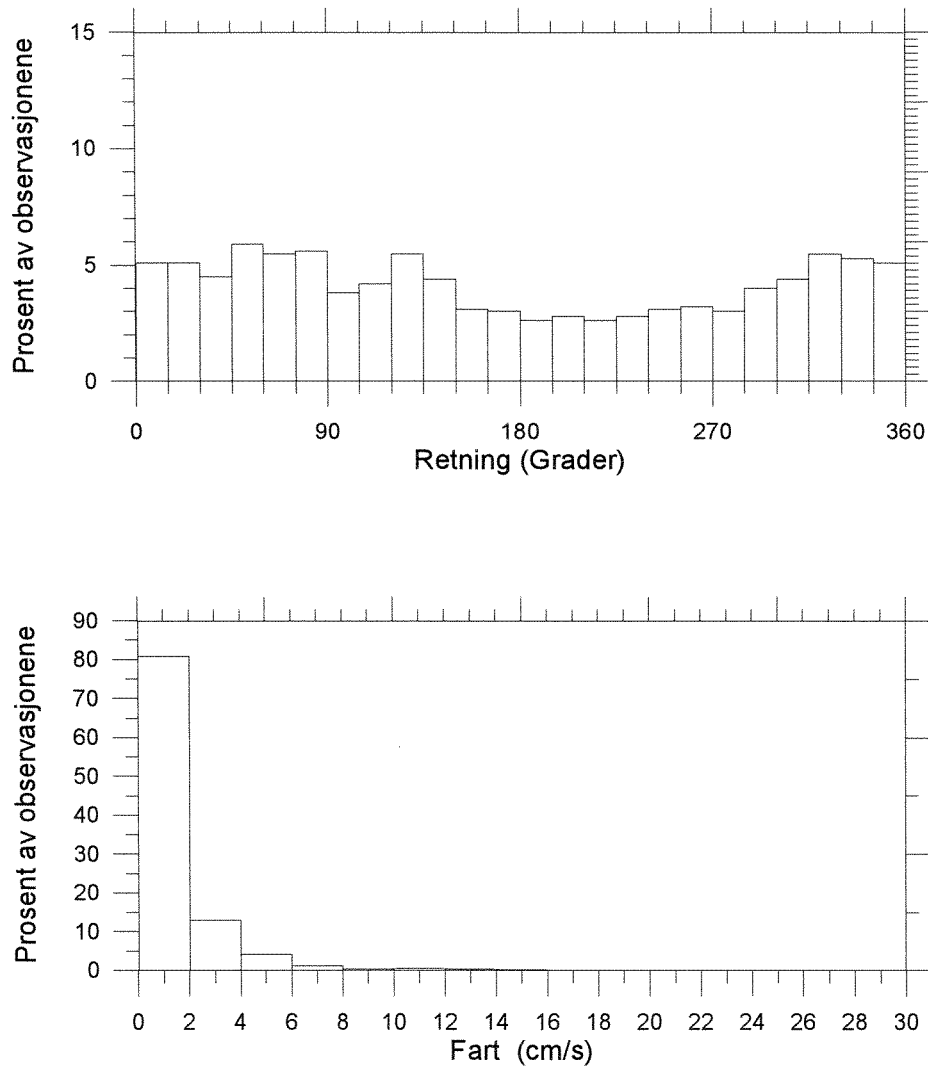
Figur 12.

Strømmålinger i Stjørdal havn nær kloakkutslipp. Målingene er midlet og fordelt i 15° intervaller. Målingene er fra 23 meters dyp.



Figur 13. Strømmålinger i Stjørdal havn (7 m dyp) nær kloakkutslipp. Histogram over fart og retning.

STRØM OG RETNINGS FORDELING I STJØRDAL HAVN
 Stasjon 2, 23 meters dyp



Figur 14. Strømmålinger i Stjørdal havn (23 m dyp) nær kloakkutslipp. Histogram over fart og retning.

7. Modellberegninger av utslipp til sjø

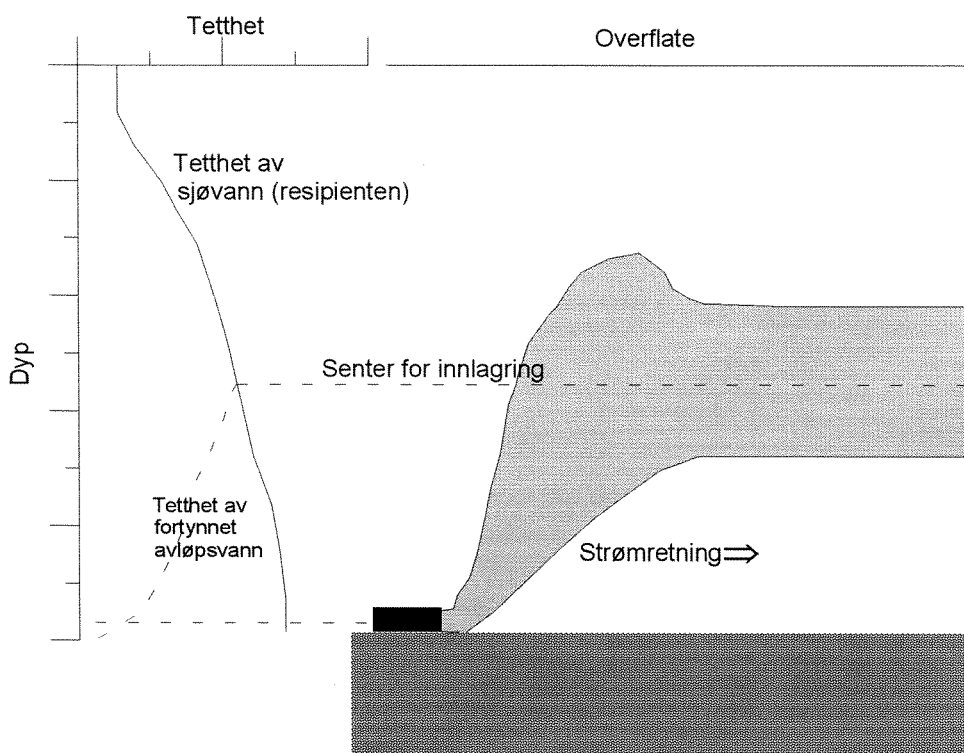
7.1 Metodikk

NIVA har utført modellberegninger for å finne innlagringsdyp og fortykning av avsningsvæsken. Her presenteres metodikk og resultater.

Avhengig av blandingsforholdet vil en blanding (utslippsvæsken) av avsningsvæske og kloakk ha noe større tetthet enn ferskvann, men er lettere enn sjøvann. Ved utslipp på dypt vann i en fjord vil derfor utslippsvæsken straks stige opp mot overflaten mens det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Dermed øker både volumet og egenvekten av denne "blandingsvannmassen" mens den beveger seg oppover i vannsøylen. Hvis fjordvannet er lagdelt, dvs. det er lettere vann over tyngre vann, vil utslippsvæsken ikke nå til overflaten. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (utslippsvæske + sjøvann) etterhvert blir tilnærmet lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet. Da stopper den vertikale bevegelsen og skyen av fortynnet utslippsvæske begynner å bre seg horisontalt utover, mens den fortynnes videre. Vi sier at utslippsvæsken innlagres. Dette er illustrert i **Figur 15**.

Fortynningen fram til avløpsvannet er innlagret og har "forbrukt sin energi" omtales oftest som primærfortynningen. Den videre fortykningen bestemmes i alt vesentlig av den turbulente blandingen i resipienten, og omtales som sekundærfortynning.

Modellberegningene ble utført med modellen **PLUMES**, som er utarbeidet av det amerikanske EPA og som anbefales for denne type beregninger (Baumgartner et al., 1994).



Figur 15. Illustrasjon av hvordan avløpsvann innlagres i en lagdelt vannmasse.

7.2 Data

Modellberegningene med **PLUMES** utføres med et utslipp på 5036 m³/døgn avløpsvann, med 12.000 personer (p.e.) tilknyttet. Dette er en fluks som er oppgitt som døgnmiddelverdien for 1995. For å simulere en periode med lavt kloakkutslipp ble beregningene utført for utslipp av 2500 m³/døgn avløpsvann.

Avisningsvæsken vil representere en mengde på 90 tonn/år, fordelt over en sesong på anslagsvis 8 måneder. Dette tilsvarer en KOF-mengde på ca. 6.000 PE som vanlig boligkloakk. Midlere utslippsmengde er oppgitt til 0,367 m³/døgn, med andre ord en liten mengde sammenlignet med kloakkutslippet. Dette betyr at ved midlere avrenning av glykol vil fortyningen i avløpsnettet være ca. 1:16000, det vil si en glykolkonsentrasjon på ca. 0,006 volumprosent. Avisningsvæsken er noe tyngre enn ferskvann, men fordi volumprosenten er lav, vil utslippet ha fysiske egenskaper omtrent som ferskvann (densitet~1.000 kg/m³).

Kloakken blir mekanisk rensert, og ledet ut på 26 m dyp i et rør med diameter på 0,5 m. Det er diffusor på utslippet, 3 hull med en avstand på 6 m og en rørdiameter på ca. 20 cm.

Modellberegningene utføres for de tilgjengelige hydrografisituasjonene. Strømhastigheten i sjøen interpoleres lineært ut i fra middelverdiene i 7 og 23 meter.

Tabell 6 gir en oversikt over hydrografistasjonene som er blitt brukt til modellkjøringene, med opplysninger om sted og dato.

Tabell 6. Tabellen gir en oversikt over hydrografistasjonene som er blitt brukt til modellkjøringene.

Profil nr	STED	DATO
1	Stjørdal havn stasjon 2	11. november 1996
2	Stjørdal havn stasjon 2	3. desember 1996
3	Stjørdal havn stasjon 2	2. januar 1997

7.3 Resultater

Tabell 7 viser resultater fra modellkjøringene. Tabellen inneholder opplysninger om hydrografistasjon, dato, innlagringsdyp, hvor lang tid det tar til innlagring finner sted og fortyning (dvs. hvor mange ganger avløpsvannet er fortynt med like deler sjøvann) ved nådd innlagringsdyp. Det er også blitt beregnet senterfortyning etter 16 døgn horizontal spredning. Denne er blitt beregnet etter konstant Eddy diffusjon (diffusjons koeffisient = 0,0003 m²/s og strømfart = 4 cm/s) metoden, som regnes for å være en konservativ metode. Den virkelige fortyningen er sannsynligvis større (0-100 ganger større). Fortyningen etter 16 døgn er interessant fordi det er først da nedbrytningen av glykol virkelig starter, og selv da går det sakte.

Tabell 7. Resultater fra modellkjøringene med PLUMES. Tabellen inneholder opplysninger om innlagringsdyp, hvor lang tid det tar til innlagring finner sted og senterfortynning ved nådd innlagringsdyp (primærfortynning), og senterfortynningen 16 døgns horisontal spredning.

Profil	Utslipps- mengde (m ³ /døgn)	Innlagringsdyp (m)	Tid (s)	Senter- fortynning (ganger)	Senterfortynning etter 16 døgn (ganger)
1	6000	15	21	53	1700
2	“	10	41	77	2400
3	“	14	25	66	2100
1	3000	16	21	69	2200
2	“	11	41	112	3500
3	“	14,5	25	86	2700

Tabell 7 viser at avløpsvannet innlagres i vannmassene ved de tre anledningene. Avløpsvannet stiger ved en gjennomsnittlig utslippsmengde på 6000 m³, maksimalt opp til 10 m dyp den 3. desember, og er da 77 ganger fortynnet. Glykol konsentrasjonen vil være ca. 0,00007 volumprosent.

Etter 16 døgns horisontal spredning varierer fortynningen fra 1700 til 2400 ganger, sannsynligvis enda større, ved de tre anledningene.

I perider med omtrent halv kloakkmengde endres innlagringsdypet lite, mens senterfortynning ved innlagring og etter 16 døgn øker noe.

8. Modellberegninger av utslipp til elv

Dagens utslipp av glykol går direkte til elv. I dette kapittelet blir det gjort fortynningsberegninger av utslippet ved hjelp av en todimensjonal numerisk modell. Modellen er delt opp i flere moduler. Her følger en kort beskrivelse av de forskjellige modulene.

8.1 Modellen

SMS:

Forkortelsen SMS stå for "Surface Water Modeling System", og er et interfaceprogram til blant annet den numeriske modellen RMA-2. Programmet SMS er laget ved Brigham Young University, - Engineering Computer Graphics Laboratory i samarbeid med U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, og U.S. Federal Highway Administration (ECGL, 1994).

RMA-2:

RMA-2 er en dynamisk, todimensjonal, dybde integrert numerisk modell med fri overflate. Modellen egner seg best i områder uten lagdeling. Modellen beregner løsninger ved hjelp av endelig-element (finite element) metoden.

RMA-4 modulen:

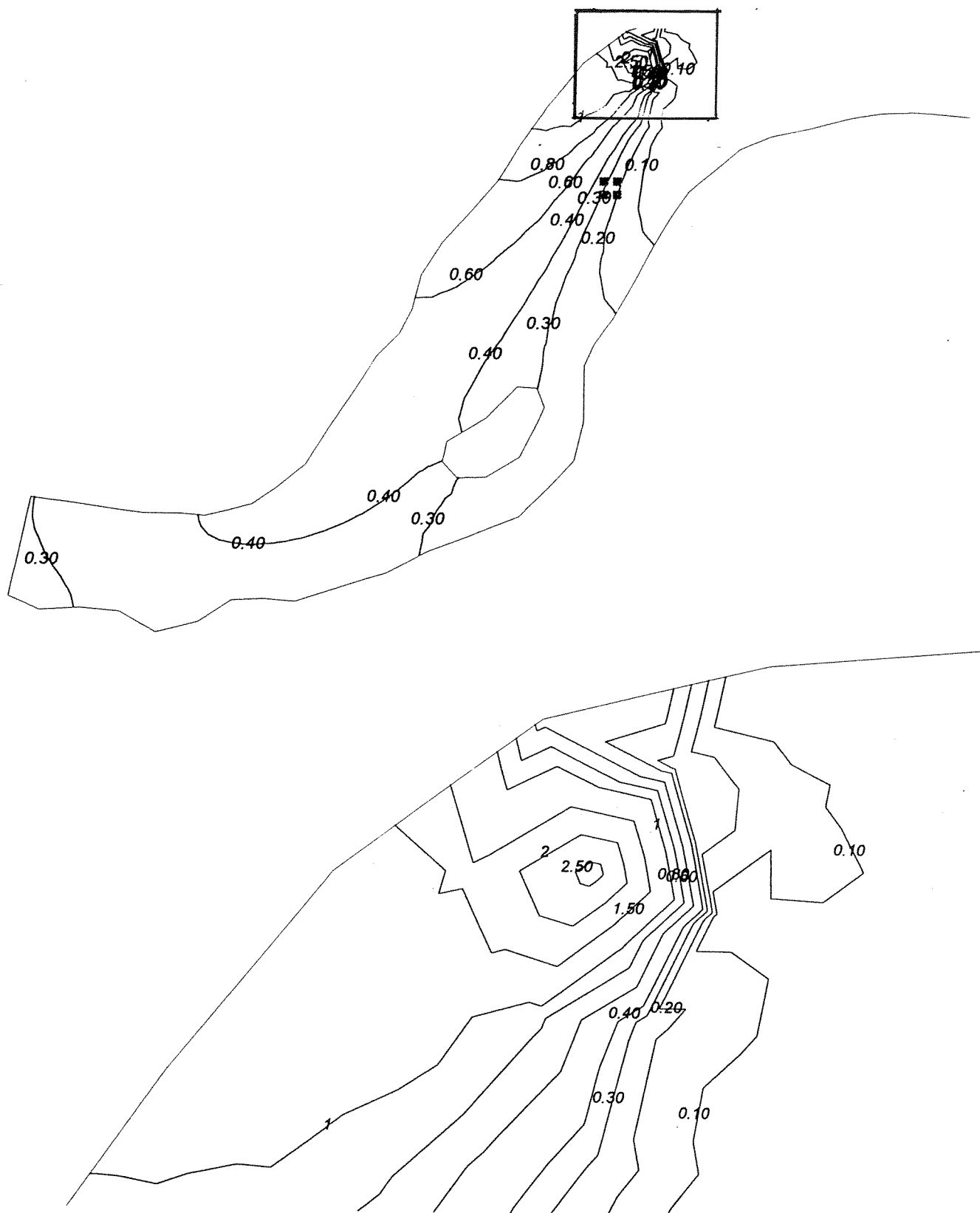
Rma-4 modulen er sprednings delen av modellen. Her brukes de hydrodynamiske løsningene fra RMA-2 til å definere et tidsvariabelt hastighetsfelt for et gitt nettverk. Modellen må også gis opplysninger om hvor mye og hvor et stoff tilføres nettverket. Modellen beregner spredning av stoffet for hvert tidssteg.

8.2 Input

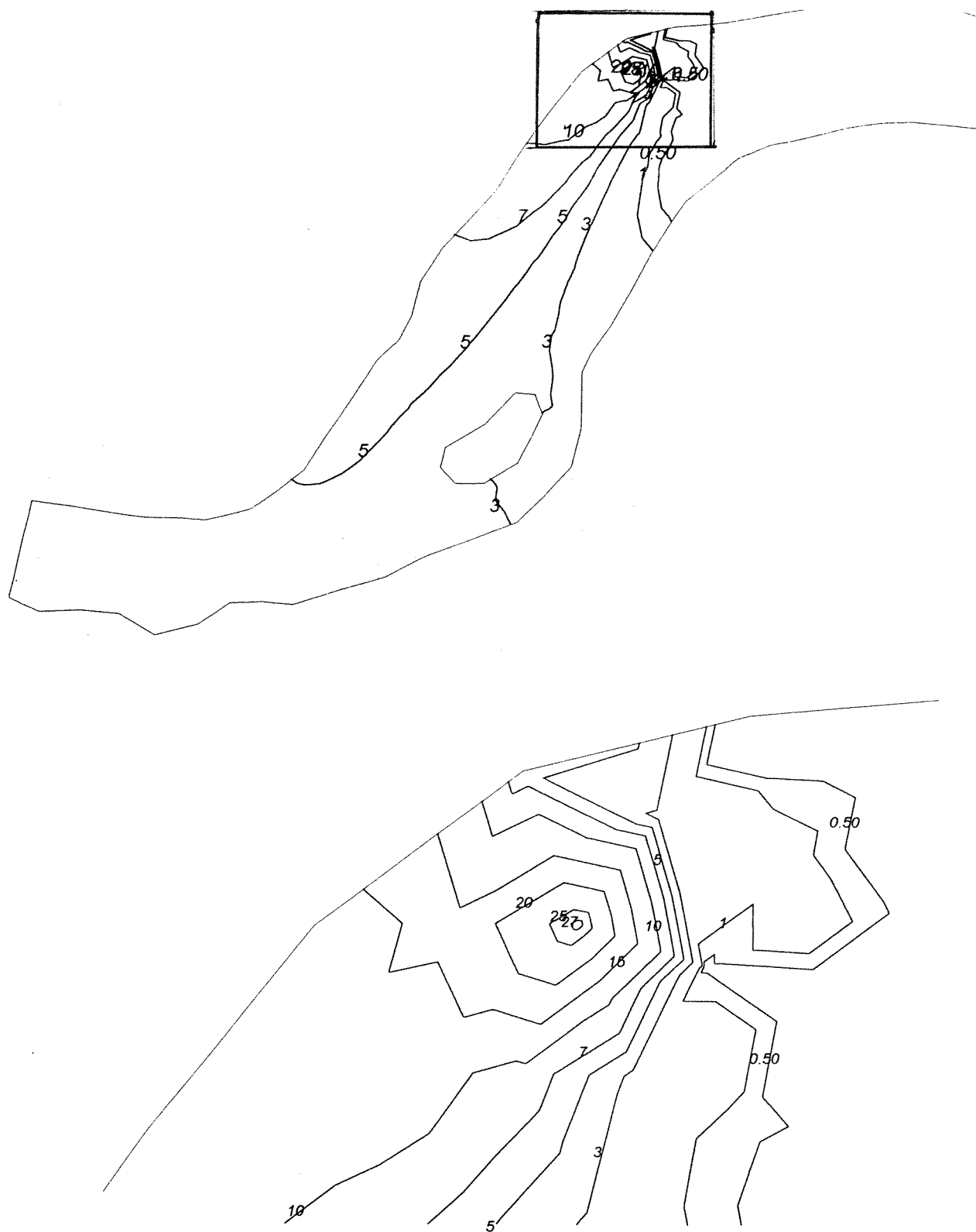
Det ble konstruert et numerisk nettverk av nederste del av Stjørdalselva ved å legge en flat bunn over det hele. I **Figur 3** er det numeriske nettverket tegnet inn i riktig målestokk. Modellen ble drevet av en ferskvannstilførsel på $15 \text{ m}^3/\text{s}$, noe som representerer lav vannføring i Stjørdalselva. Det er ofte lav vannføring i kuldeperioder om vinteren. Glykol ble sluppet ut i et punkt med en fluks på 367 og 6.000 l/døgn. Dette ble for enkelhet skyld gjort om til 367 og 6000 kg/døgn i modellen, noe som er et underestimat da glykol er noe tyngre enn vann.

8.3 Resultat

Figur 16 og **Figur 17** viser spredningen av glykol i elva. Konsentrasjonene er gitt i mg pr liter. Figuren viser hvordan glykol transporteres nedover elva samtidig som det fortynnes. Ved et middelutslipp på 367 l/døgn vil det i nærheten være en konsentrasjon av glykol på 0,00025 volumprosent, som ligger langt under toksisitetsgrensen for propylenglykol på 2 volumprosent. Konsentrasjonen av avsningsvæske vil være 0,001 volumprosent, som også ligger godt under laveste effektgrense på 0,018 volumprosent. Med et utslipp på 6.000 l, som vil være et verste tilfelle, vil man i nærheten oppnå en fortykning som gir en konsentrasjon på 0,003 volumprosent 100 % glykol, som også er lavere enn toksisk nivå for propylenglykol. Konsentrasjonen av avsningsvæske vil være 0,012 volumprosent, som er like under påvist effektgrense.



Figur 16. Konsentrasjon av glykol (mg/l) i nederste del av Stjørdalselva ved et glykolutslipp på 367 l/døgn. Nederste figur viser detaljer nær utslippet.



Figur 17. Konsentrasjon av glykol i nederste del av Stjørdalselva ved et glykolutslipp på 6000 l/døgn. Nederste figur viser detaljer nær utslippet.

9. Oksygenbehov ved nedbrytning

Fortynningen av glykol ved utløpet av avløpsledningen er ved en middelavrenning av glykol på 0,367 m³ /døgn 1:16.350. Vannmengden glykolutslippet kommer i kontakt med før utløpet ved middelavrenning av avløpsvann, vil være 6.000 m³ /døgn. Ettersom mengden avløpsvann er stor i forhold til glykolutslippet, vil vannmengden være tilnærmet lik ved de to utslippsprognosene.

Ut fra resultatet av de tre tetthetsprofilene fra november, desember og januar vil primærfortynningen ved utløp til sjø variere mellom 53-77 ganger. Dette er et noe spinkelt grunnlag for beregning av innlagringsdyp og fortynning for hele avisningsperioden. Vi antar imidlertid at profilene er relativt representative for de hydrografiske forholdene i Stjørdalsfjorden i denne perioden.

Sjøvannsmengde ved 53 gangers fortynning: $6 \times 10^3 \times 52 = 3,12 \times 10^5$ m³ /døgn

Sjøvannsmengde ved 77 gangers fortynning: $6 \times 10^3 \times 76 = 4,56 \times 10^5$ m³ /døgn

Ved å anta at avløpsvannet ikke inneholder oksygen og sjøvannet 8 mg O₂/l, blir tilgjengelig oksygenmengde i fortynningsvannet ved de fortynningsalternativene som følger:

Tilgjengelig oksygenmengde i fortynningsvannet ved 53 ganger fortynning:

$3,12 \times 10^5 \times 8 \times 10^3 = 24,96 \times 10^8$ mg O₂/døgn = **29 g O₂/sek**

Tilgjengelig oksygenmengde i fortynningsvannet ved 77 ganger fortynning:

$4,56 \times 10^5 \times 8 \times 10^3 = 36,48 \times 10^8$ mg O₂/døgn = **42 g O₂/sek**

Nedbrytning av 1 g propylenglykol krever 1,68 g O₂.

Oksygenbehov av glykol ved midlere avrenning:

$367 \text{ l P.G./døgn} \times 1,0381 \text{ kg/l} \times 1,68 \text{ kg O}_2/\text{kg P.G.} = 640 \text{ kg O}_2/\text{døgn} = \mathbf{7,4 \text{ g O}_2/\text{sek}}$

Oksygenbehov av glykol ved maksimal avrenning:

$6000 \text{ l P.G./døgn} \times 1,0381 \text{ kg/l} \times 1,68 \text{ kg O}_2/\text{kg P.G.} = 10465 \text{ kg O}_2/\text{døgn} = \mathbf{121 \text{ g O}_2/\text{sek}}$

Tallene viser at det ved maksimal avrenning ikke er nok oksygen i vannmassene allerede ved primærfortynningen til å dekke oksygenbehovet under nedbrytningen, men ettersom nedbrytningen ikke starter umiddelbart er dette uten reell interesse.

Forsøk med avisningsvæske type I viste at ved en temperatur på 4 ± 2 °C startet degradering etter 5 døgn med en total lagfase, der nedbrytningen går sakte, på 16 døgn. Etter 16 døgn var ca. 20 % av glykolen nedbrutt. I tidsrommet fra døgn 17 til 24 får man en rask nedbrytning der over 60 % av glykolen brytes ned. Etter 24 døgn reduseres nedbrytningshastigheten igjen og de resterende 20 % brytes ned over en periode på 11 dager. En økning i temperaturen vil imidlertid øke nedbrytningshastigheten. Den biologiske responsen på en temperaturøkning er generelt en fordobling når temperaturen øker 10 °C. Middeltemperaturen under strømmålingsperioden var 4,4 og 7,2 °C på henholdsvis 7 og 23 m dyp. Innlagringsdypet for glykolutslippet er ved en gjennomsnittlig avrenning beregnet til å ligge mellom 10 og 16 m. Selv om en må anta en temperatur ved innlagring som er høyere enn 4 °C, er resultatene likevel av relevans sett i forhold til temperaturforholdene i Stjørdalsfjorden om vinteren.

Det er senterfortynningen ved det tidspunktet hovednedbrytningen foregår som er av spesiell betydning. Vi har valgt, som et konservativt estimat, å ta utgangspunkt i senterfortynningen når lagfasen er over og hovednedbrytningen starter. Senterfortynningen etter 16 døgn varierer mellom 1.700 og 2.400 ganger fortynning ved gjennomsnittlig avrenning av avløpsvann.

Tilgjengelig oksygenmengde i fortynningsvannet ved 1700 ganger fortynning = 944 g O₂/sek

Tilgjengelig oksygenmengde i fortynningsvannet ved 2400 ganger fortynning: = 1.333 g O₂/sek

Etter 16 dager vil utslippet av avsningsvæske være så fortynnet at oksygenforbruket i verste fall vil være 13 % av tilgjengelig oksygenmengde, dvs. 1 mg O₂/l. For middelutslippet av glykol vil forbruket imidlertid være under 1 % og knapt være målbart.

I beregningene er det benyttet middelverdi for mengden av det kommunale avløpsvannet. En kombinasjon av maksimal avrenning av glykol og lav utslippsmengde av kommunalt avløpsvann vil øke prosentandelen av forbrukt oksygen. En halvering av mengden kommunalt avløpsvann i forhold til middelverdien, vil for eksempel medføre at oksygenforbruket fordobles til 20 % av tilgjengelig mengde.

Det må imidlertid presiseres at det som det her dreier seg om er avgrensede sjikt i fjorden, som i en kortere periode vil kunne ha redusert oksygeninnhold, og gjelder ikke for fjorden som helhet.

10. Toksisitet

Henviser til beskrivelse av avisningsvæsken i kap. 3 og fortynningsberegninger av avisningsvæsken i avløpsledningen i kap. 4.

Ved middelavrenning vil konsentrasjonen av 100 % glykol ved utløpet i Stjørdalsfjorden være 0,006 volumprosent ved middelavrenning og 0,1 volumprosent ved maksimumsavrenning, som er under toksisk grense for ren propylenglykol.

Konsentrasjonen av avisningsvæske vil tilsvarende være 0,024 og 0,4 volumprosent.

Konsentrasjonen av avisningsvæske i utløpet av avløpsledningen ligger både ved gjennomsnittlig avrenning og ved maksimumsavrenning over effektgrensen for dyreplanktonarten *Daphnia magna*, mens konsentrasjonen ved maksimumsavrenning også ligger over effektgrensen for algen *Selenastrum capricornutum*. Konsentrasjonen av avisningsvæske er således toksisk ved utslippspunktet. Den ligger ved minimumsavrenning omtrent på LC₅₀-nivået til *Daphnia magna*, mens konsentrasjonen ved maksimumsavrenning ligger 15 ganger høyere. Dette betyr at når utslippet innlagres med en fortykning på 53-77 ganger, er konsentrasjonen av giftige forbindelser langt under toksisk nivå i alle fall ut fra dagens kunnskap. Beregningene er gjort ut fra data om middelvannføring i det kommunale avløpsvannet. Reduksjon i mengden avløpsvann vil øke konsentrasjonen av avisningsvæske ved utløpet og dermed toksisiteten, men det skal betydelige reduksjoner til for at konsentrasjonen av avisningsvæske vil være toksisk ved innlagring.

Dersom man ser på utslippet til elven jfr. kap. 8, vil det i nærheten ved et middelutslipp på 367 l/døgn være en konsentrasjon av glykol på 0,00025 volumprosent, som ligger langt under toksisitetsgrensen for propylenglykol på 2 volumprosent. Konsentrasjonen av avisningsvæske vil være 0,001 volumprosent, som også ligger godt under laveste effektgrense på 0,018 volumprosent.

Selv med et utslipp på 6.000 l, som vil være et verste tilfelle, vil man i nærheten oppnå en fortykning som gir en konsentrasjon på 0,003 volumprosent 100 % glykol. Dette er også en konsentrasjon som er lavere enn toksisk nivå for propylenglykol. Konsentrasjonen av avisningsvæske vil være 0,012 volumprosent, som er like under effektgrensen for *Daphnia magna* som er en representant for ferskvannsdyreplanton. Utslippet har således ingen toksisk effekt med en ferskvannsavrenning på 15 m³/s, som er en svært lav vannføring for Stjørdalselva. Lavere vannføring i elva og maksimal avrenning av avisningsvæske vil imidlertid raskt føre til konsentrasjoner på toksisk nivå helt i nærheten til utslippspunktet.

11. Resipientvurdering

Strømmålingene som ble foretatt, viste en middelstrømfart på 3,35 og 1,75 cm/sek på henholdsvis 7 og 23 m. Dette gir en nettotransport på henholdsvis 2,9 og 1,5 km pr. døgn.

Avstanden mellom Stjørdalsfjorden og Strindfjorden er ca. 8 km. I nord er det et terskelplatå med en utstrekning på 2-3 km. Dersom man tar utgangspunkt i 8 km og den målte strømfarten, vil utslippet bruke 2,8-5,3 døgn, avhengig av strømstyrken, på transporten ut av Stjørdalsfjorden.

Strømningsmønsteret ved måleposisjonen var sammensatt og lite forutsigbart. Det er vanskelig å skissere strømningsmønsteret i en fjord på grunnlag av strømmålinger i et punkt innerst i fjorden. En må gjøre regning med at overflatelaget mesteparten av tida strømmer utover fjorden langs nordsida av fjorden. I 23 m dyp var strømrretningen omtrent den samme som i 7 m dyp. Dette kan tyde på at strømmen også i dette dypet er rettet langs land utover nordsiden av fjorden.

Datagrunnlaget gjør det vanskelig å beregne oppholdstider for vannet ved utslippspunktet, men strømdataene viste at det var en del resirkulering av vann ved måleposisjonen. Ved hjelp av Fjordmiljømodellen (Stigebrandt 1992) er imidlertid oppholdstiden for vann over terskeldyp beregnet til 5 døgn.

Eksperiment med nedbryning av avisningesvæske (type I -væske) viste at nedbrytningen av glykol først starter etter 5 døgn ved en temperatur på 4 °C. Ut fra dette resultatet må den derfor anta at et glykolutslipp til en vannmasse med temperatur på 4 °C eller lavere brytes ned utenfor Stjørdalsfjordbassenget, dvs. i Strindfjorden. Ved temperaturer over 4 °C vil nedbrytningen av glykol gå raskere enn det som framkommer i eksperimentet. I tillegg vil resirkulering i Stjørdalsfjorden kunne forsinke utstrømmingen. En kan således ikke se bort fra muligheten av at en mindre del av glykolutslippet kan brytes ned innenfor Stjørdalsfjordbassenget.

Utslipet er i verste fall beregnet til å forbruke 13-20 % av den tilgjengelige oksygenmengden i den vannmengden utslippet kommer i kontakt med i det mellomliggende vannlaget. Dette tilsvarer ca. 1-1,6 mg O₂/l (jfr kap. 9). En reduksjon i oksygenmengde til 6,4 mg O₂/l vil plassere vannmassen i tilstandsklasse II (God) ut fra SFT sine kvalitetskriterier for oksygenkonsentrasjonen i dypvann (Molvær et al. 1997). Det må imidlertid presiseres at det som det her dreier seg om, er avgrensede sjikt i fjorden som i en kortere periode vil ha redusert oksygeninnhold, og gjelder ikke for fjorden som helhet. Dersom middelavrenningen av glykol legges til grunn, vil oksygenreduksjonen i fjorden knapt være målbar.

For å anskueliggjøre det hele kan en anta at all glykolen brytes ned i Stjørdalsfjorden i et 5 m tykt og 2 km bredt lag får man et vannvolum på 8×10^{10} l med en tilgjengelig oksygenmengde på $6,4 \times 10^8$ g/l. Dersom man antar en oppholdstid på vannet i Stjørdalsfjorden på 5 dager, og at den omsøkte utslippsmengden på 90.000 l, som krever $1,6 \times 10^8$ g oksygen, forbrukes jevnt i løpet av 8 måneder vil oksygenforbruket være ca. 0,5 %. Denne oksygenreduksjonen vil knapt være målbar.

Ser man på forløpet av et glykolutslipp til Stjørdalselva, vil dette transporteres til overflatelaget i fjorden og følge den utgående overflatestrømmen som går langs land på nordsiden av Stjørdalsfjorden. Dersom man tar utgangspunkt i svært lav vannføring og middelavrenning på henholdsvis 15 og 80 m³/s, vil elvevannet ut fra beregninger med Fjordmiljømodellen, transporteres i et 1 m tykt lag ut fjorden i løpet av 1 døgn. Et utslipp til Stjørdalselven vil således ikke ha innvirkning på oksygenforholdene i

Stjørdalsfjorden, men vil i sin helhet brytes ned i Strindfjorden, men fortynningen vil da være så stor at nedbrytningen vil kreve lite oksygen pr. volumenhet.

12. Konklusjon

Et utslipp på 30 meters dyp i Stjørdalsfjorden vil ut fra de tre tetthetsprofilene som beregningene er basert på, innlagres mellom 10-15 meters dyp. Utslipet vil i hovedsak transporteres mot nordøst og mest sannsynlig komme inn i de utgående (vestlig strømmende) vannmassene langs det nordlige fastlandet og således bli transportert ut av Stjørdalsfjorden. Utstrømningen er ut fra strømmålingene beregnet til å ta ca. 3-5 døgn. Dette stemmer godt overens med en beregnet oppholdstid på vannet i Stjørdalsfjorden på 5 døgn. Det meste av utslippet vil ut fra disse beregningene være ute av Stjørdalsfjorden før nedbrytningen starter etter 5 døgn. Ved innlagring ved temperaturer over 4 °C vil imidlertid en større del av glykolnedbrytningen kunne foregå innenfor Stjørdalsfjordbassenget.

Beregninger indikerer i verste fall et oksygenforbruk på 13-20 % av tilgjengelig oksygenmengde i den vannmengden utslippet kommer i kontakt med. Dette tilsvarer ca. 1-1,6 mg O₂/l. En oksygenreduksjon til 6,4 mg O₂/l vil, ut fra SFT sine vannkvalitetskriterier, medføre at vannmassene går fra tilstandsklasse I (meget god) til tilstandsklasse II (god). Dette gjelder imidlertid kun for avgrensede sjikt i fjorden som i en kortere periode vil kunne ha redusert oksygeninnhold, og gjelder ikke for fjorden som helhet. Dersom middelvrenningen av glykol legges til grunn, vil oksygenreduksjonen knapt være målbar.

Et glykolutslipp til elven vil føre til innblanding i et godt oksygenert overflatelag i fjorden. Denne vannmassen vil i løpet av ett døgn transporteres ut av Stjørdalsfjorden til Strindfjorden der nedbrytningen vil foregå, men fortynningen vil da være så stor at nedbrytningen vil kreve lite oksygen pr. volumenhet. Et glykolutslipp til Stjørdalselva vil således ikke ha innvirkning på oksygenforholdene i hverken i Stjørdalsfjorden eller Strindfjorden, og er på det grunnlag et noe bedre utslippsalternativ enn et dykket utslipp til Stjørdalsfjorden.

Utslipet av avisningsvæske vil ha liten toksisk effekt. Modellberegninger viser at til tross for at konsentrasjonen av avisningsvæske er toksisk ved utløpet av avløpsledningen, vil konsentrasjonen når utslippet innlagres være langt under toksisk nivå.

Ved utslipp til Stjørdalselva vil konsentrasjonen av avisningsvæske, ut fra de beregninger som er gjort, i verste fall kunne ligge like under effektgrensen for *Daphnia magna* som er en representant for ferskvannsdireplanton. Utslipet har således ingen toksisk effekt med en vannføring i Stjørdalselva som er større eller lik 15 m³/s, som er en svært lav vannføring for Stjørdalselva. Lavere vannføring i elva og maksimal avrenning av avisningsvæske vil imidlertid raskt føre til konsentrasjoner på toksisk nivå helt i nærheten til utslippspunktet.

13. Referanser

- Baumgartner D. J., Frick W.E. og Roberts P.J.VW. 1994: Dilution Models for Effluent Discharges. Third Edition. Env. Res. La., Univ. of Arizona, USA, 189 s.
- ECGL 1994, SMS Surface Water Modeling System. Reference Manual, 1995. Brigham Young University. Engineering Computer Graphics Laboratory. 369 B CB, Provo, Utah 84602, USA.
- Jacobsen P. 1976. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Vassdrags- og Havnelaboratoriet, rapport STF 60 F 76082.
- Jacobsen P., J. Nilsen & J.-A. Sneli. 1982. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 62/82. Trondheimsfjorden 1981. Delrapport II. Hydrografi, lys og oksygen, mars 1981-mars 1982. F462. 23 pp.
- Källquist T. 1992. Toxicity tests of de-icing fluids. *NIVA-notat O-91047*. Oslo. 19 pp.
- Källquist T., H. Efraimsen & M. Grande 1991. Toksisitetstester av glykol og avisningsvæske. *NIVA-notat O-90219*. Oslo. 8 pp.
- Lømsland, E. R., E. Nygaard, E. Oug & A. Pedersen 1997. Resipientundersøkelse i Gloppenfjorden. *NIVA-rapp. 3623-97*. Oslo. 98 pp.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. *SFT-veiledning 97:03*. 36 pp.
- Parsons, T. R., M. Takahashi & B. Hargrave 1977. *Biological oceanographic processes*. 2nd Ed. Pergamon International Library, Oxford. 332 pp.
- Stene-Johansen, S., H. Holtan, H. Damhaug & J. Trandem 1991. Glykolavrenning ved lufthavnene. Vurdering av resipienter og behov for reparerende - forebyggende tiltak. *NIVA-rapp. 2624*. Oslo. 247 pp.
- Stigebrandt 1992. Fjordmiljø versjon 2.0. Brukerveiledning. Statens forurensningstilsyn. Ancyclus.
- Thendrup, A., Ø. Stokland & K. Tangen 1988. Resipientundersøkelse for Trondheim. Hovedrapport. *OCN 88077*. Trondheim. 178 pp.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3723-97

ISBN 82-577-3291-5